



Restauración ecológica:

ejemplos de bases técnicas y soluciones prácticas

Financiado por:



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE HACIENDA
Y FUNCIÓN PÚBLICA



Fondos Europeos



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Fundación Biodiversidad



INIATIVA ESPAÑOLA
EMPRESA Y
BIODIVERSIDAD

Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son de exclusiva responsabilidad del autor o autores de los mismos, y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que la promueven.

Restauración ecológica:

ejemplos de bases técnicas y soluciones prácticas



La década 2020-2030, declarada por Naciones Unidas como la Década de la Restauración de Ecosistemas, será clave para revertir el ritmo de pérdida de biodiversidad y conseguir vivir en armonía con la naturaleza en 2050. El nuevo Marco Mundial de Biodiversidad de Kunming-Montreal, la Estrategia Europea de Biodiversidad 2030, la Ley Europea de Restauración de la Naturaleza o el Plan Estratégico Estatal del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad nos marcan la hoja de ruta para recuperar aquello que genera vida y los servicios ecosistémicos imprescindibles para el bienestar de las personas y la viabilidad de las actividades económicas.

Para contribuir a esta labor, y como continuación a la Guía Práctica de Restauración Ecológica publicada por la Fundación Biodiversidad en 2018, este documento pretende compartir lecciones aprendidas y 90 casos prácticos inspiradores para la recuperación de los ecosistemas.

Su elaboración ha sido posible gracias a la generosidad de 50 expertos de reconocido prestigio y es un claro ejemplo de colaboración entre administraciones públicas, sector privado, científicos y tercer sector.

Esperamos que este nuevo estudio, al igual que la Guía Práctica que lo precedió, se convierta en un referente, contribuyendo así a favorecer un cambio de tendencia en el estado de nuestra naturaleza.



> **Autor:** Ignacio Mola Caballero de Rodas.



Puedes acceder al buscador de casos prácticos [aquí](#)

Restauración Ecológica: ejemplos de bases técnicas y soluciones prácticas

Edición y coordinación científica

Ignacio Mola Caballero de Rodas
(Consultor independiente y UCM)

Prólogo:

James Aronson
(Missouri Botanical Garden y Ecological Health Network-USA)

Autores:

Adrián Escudero Alcántara
(Universidad Rey Juan Carlos)

Agustí Agut Escrig
(Ayuntamiento de Vitoria)

Aixa Sopena Blanco
(Consultora independiente en Medioambiente y Desarrollo Rural)

Alejandro Valdecantos Dema
(Universidad de Alicante)

Amanda del Río Murillo
(Fundación Global Nature)

Anna Traveset Vilagínés
(IMEDEA-CSIC)

Antonio Camacho
(Universidad de Valencia)

Antonio Guillem
(Fundación Global Nature)

Borja Jiménez-Alfaro
(Universidad de Oviedo)

Cara R. Nelson
(Montana University -USA)

Carme Rosell
(MINUARTIA, S.L.)

Cristian Echeverría
(Universidad de Concepción-Chile)

Cristina Linares
(Universidad de Barcelona)

Daniel García
(Universidad de Oviedo)

David Miguélez Carbajo
(Fundación Global Nature)

David Moreno Mateos
(BC3 Ikerbasque)

Diego García de Jalón
(Universidad Politécnica de Madrid)

Emilia Fernández-Ondoño
(Universidad de Granada)

Emma Cebrián Pujol
(CEAB-CSIC)

Eva Cañadas Sánchez
(Universidad de Granada)

Felipe Domínguez Lozano
(Universidad Complutense de Madrid)

Fernando Valladares Ros
(Museo CC Naturales-CSIC)

Francisco José García González
(TRAGSATEC)

Inés Castejón Silvo
(IMEDEA)

Ignacio Mola Caballero de Rodas
(consultor independiente y UCM)

Jana Verdura
(Université Côte d'Azur, Nice, France)

Jesús M. Castillo Segura
(Universidad de Sevilla)

Jordi Cortina Segarra
(Universidad de Alicante)

Jorge Terrados Muñoz
(IMEDEA-CSIC/AZTI-País Vasco)

Jose Antonio Alloza Millán
(CEAM)

José Antonio Navarro Cano
(INIA-CSIC)

José Francisco Martín-Duque
(Universidad Complutense de Madrid)

José M^a Rey-Benayas
(Universidad de Alcalá de Henares)

Juan B. Gallego Fernández
(Universidad de Sevilla)

Juan Lorite Moreno
(Universidad de Granada)

Juli G. Pausas
(CIDE-CSIC/Universidad de Valencia)

Julio M. Alcántara Sánchez
(Universidad de Jaén)

Lohengrin Cavieres
(Universidad de Concepción-Chile)

*Luis Balaguer**
(UCM)

Manuel Oñorbe Esparraguera
(MITECO)

Noelia Jiménez Morales
(Universidad de Granada)

Nuria Preciado Franch
(Fundación Biodiversidad)

Paloma Cristóbal Martín
(Fundación Biodiversidad)

Pedro Muradás Montesinos
(Fundación Biodiversidad)

Pedro J. Rey zamora
(Universidad de Jaén)

Pilar de Andrés Pastor
(CREAF)

Rafael Beltrán Mas
(IMEDEA-CSIC)

Regino Zamora Rodríguez
(Universidad de Granada)

Rosa M^a Canals Tresserras
(Universidad Pública de Navarra)

Rosa M^a Viejo García
(Universidad Rey Juan Carlos)

Sara Nyssen González
(Consultora en restauración geomorfológica (Telluris Consultores))

Tomas R. Villasante Prieto
(Universidad Complutense de Madrid)

Vanessa Sánchez Ortega
(Fundación Global Nature)

Víctor Rolo Romero
(Universidad de Extremadura)

* Desgraciadamente Luis Balaguer falleció el 19 de marzo de 2014, en plena madurez profesional. En el capítulo de restauración ecológica se rescatan diversos textos inéditos que no tuvo tiempo de publicar en los medios adecuados.

Diseño web/maquetación: KILOYCUARTO.ES

A efectos bibliográficos
la obra completa debe citarse:

Mola, I. (Ed.) 2024. Restauración Ecológica: ejemplos de bases técnicas y soluciones prácticas.
Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Madrid. 635 pp. ISBN: 978-84-931561-1-4

Un capítulo/caso práctico debe citarse:

Apellido, inicial. 2024. Título. In: Mola, I. (Ed.) Restauración Ecológica: ejemplos de bases técnicas y soluciones prácticas. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Madrid. ISBN: 978-84-931561-1-4

© del texto: sus respectivos autores

© de las fotografías e ilustraciones:
sus respectivos autores

© de la edición on-line: Fundación Biodiversidad

ISBN: 978-84-931561-1-4

Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son de exclusiva responsabilidad del autor o autores de los mismos, y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que la promueven.

Índice

PRÓLOGO	7				
PRESENTACIÓN	8				
INTRODUCCIÓN	12				
METODOLOGÍA	19				
BLOQUES TEMÁTICOS					
1	Ciudades	49	12	Ecosistemas marinos dominados por macrófitos y corales de zonas templadas	150
2	Agroecosistemas	57	13	El suelo: un viaje conceptual desde lo agronómico hacia lo ecosistémico	161
3	Ecosistemas fluviales	66	14	Cambio Climático	168
4	Humedales (ecosistemas leníticos)	76	15	Restauración de zonas semiáridas	175
5	Bosques templados caducifolios	87	16	Restauración ecológica de sustratos singulares (yesos, dolomías y serpentinas)	185
6	Pastos y matorrales atlánticos	96	17	Restauración de paisajes	197
7	Bosques mediterráneos	103	18	Restauración de interacciones: complejidad	203
8	Formaciones de pastizal y matorral mediterráneas	113	19	Renaturalización: conceptos, tipología y posibles acepciones	209
9	Sistemas silvopastorales: la dehesa	123	20	Los insectos polinizadores en la restauración ecológica	217
10	Restauración en alta montaña	132	21	Participación ciudadana: participar, condición democrática y útil para no estrellarse	227
11	Dunas costeras	140	22	Restauración geomorfológica	234
			23	Ecología del fuego. Incendios forestales.	246
			24	Infraestructuras lineales de transporte	252
			25	Desfragmentación y permeabilización del territorio causada por infraestructuras de transporte (carreteras y ferrocarril)	262
				CASOS PRÁCTICOS	270
				ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LOS CASOS PRÁCTICOS	271
				ANEXO I: CASOS PRÁCTICOS	288
				MATRIZ BÚSQUEDA	290
				ÍNDICE DE CASOS PRÁCTICOS	291
				AGRADECIMIENTOS	634

Un prólogo de celebración y admiración

James Aronson^{1,2}

¹ [Ecological Health Network](#), Cambridge, Massachusetts, Estados Unidos.

² Center for Conservation and Sustainable Development, Missouri Botanical Garden, St Louis, Missouri, Estados Unidos.

Qué gusto escribir un prólogo para esta nueva obra que se inició como una actualización de la Guía práctica de la restauración ecológica (Mola *et al.*, 2018), aunque esta nueva versión va mucho más allá que su predecesora. La incorporación de decenas de profesionales de reconocido prestigio, tanto del ámbito científico como de la técnica y la práctica de la restauración, supone un valor diferencial. El esfuerzo de transferencia realizado a través de textos sencillos y aplicados sobre aspectos relevantes en la restauración, acompañados de numerosos casos prácticos, supone una herramienta útil para estudiantes y técnicos. Espero que este libro, con su formato innovador y divulgativo, sea difundido por el mundo entero, incluso traducido, porque su valor así lo recomienda.

El libro se organiza en dos partes bien diferenciadas. En la primera, la presentación, la introducción y el extenso capítulo dedicado a la restauración son excelentes (al igual que la bibliografía recomendada y las ilustraciones, ya sean figuras o fotografías). No hay síntesis al final del libro, pero gracias a esta parte no se echa en falta.

Por otro lado, está la parte central dedicada a los nada menos que veinticinco capítulos de temáticas específicas, redactados por expertos reconocidos, reunidos en un conjunto bien editado. Un aspecto relevante es la inspiración

general de los capítulos en el principio 8 del documento fundamental para la Sociedad para la Restauración Ecológica (en adelante, SER), «Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica (2.ª Ed)», donde se indica que la restauración ecológica *sensu* SER (2004) es una parte de un «continuo de actividades de restauración» (Gann *et al.* 2019); cuya explicación y esquema se ha incluido traducida y adaptada en la figura XIII del [capítulo Restauración ecológica, qué es y cómo se aplica](#). Esta obra es, a mi juicio, una señal más de una inflexión (tipping point), tanto para la ciencia como para la práctica y la política de la restauración ecológica en este momento histórico de incremento exponencial de inversiones en los diferentes segmentos que componen este continuo de actividades restauradoras de la SER.

Este conjunto de capítulos se ofrece al lector como un bufet en un restaurante, donde puede elegir los temas a su antojo y según su necesidad, gracias a una original estructura y calidad de textos sin igual en la literatura específica. Destacan los doce capítulos dedicados a los grupos de ecosistemas presentes en España, y comunes a todos los biomas no tropicales; cuatro textos condicionados por tipos diferentes de perturbación: minería, donde la restauración geomorfológica resulta esencial, infraestructuras lineales, incendios y desfragmentación y permeabilización del territorio. Todos excelentes, por cierto. Por último, nueve capítulos sobre temas transversales, de los cuales seis son de relevancia mundial, sin duda: ecología y restauración de paisajes (disciplina fundamental para la restauración ecológica), cambio climático, restauración de suelos, polinizadores, procesos participativos/participación ciudadana y complejidad (restauración de interacciones). También los sustratos singulares (yesos, dolomías

y serpentinas) y la restauración en zonas áridas, son relevantes en el contexto nacional español, pero también aplicables tanto en las zonas áridas y semiáridas como de clima mediterráneo en otras partes del mundo.

El capítulo de renaturalización que completa el conjunto de textos transversales es un tema controvertido en el contexto de la restauración ecológica. Se trata de una traducción inexacta de *rewilding*, un término rechazado por unos y defendido por otros. Si el lector quiere ampliar información relativa a esta discusión, se recomienda consultar los trabajos de Cronon (1996) y Hayward *et al.* (2019), quien defiende que el *rewilding* tiene valor añadido sobre todo si se define como un componente de la restauración ecológica, incidiendo de forma particular en la restauración de las cadenas tróficas y la reintroducción de depredadores.

El concepto de restauración ecológica inspira esperanza y genera expectativas personales y colectivas en este nuevo escenario internacional de crisis ambiental, proporcionando salud y bienestar. Ojalá este libro y todo el trabajo excelente en este campo que se desarrolla en España ayuden para que nuestro mundo avance, poco a poco, hacia una «cultura de restauración» (Cross *et al.*, 2019).

Mi más sincera felicitación a todos los participantes (autores y editores) de este volumen tan valioso. Asimismo, quiero recordar a Luis Balaguer, quien falleció el 19 de marzo de 2014, justo antes de cumplir cincuenta años. Luis era un gran amigo, colega y profesor inolvidable, y hermano de corazón de Iñaki Mola, mío, y seguramente de muchos de los participantes y lectores de este libro tan valioso.

Bibliografía

Cronon, W. (1996) The trouble with wilderness: or, getting back to the wrong nature, *Environmental History*, 1, pp. 7-28.

Cross A. T. *et al.* (2019) Time for a paradigm shift toward a restorative culture, *Restoration Ecology*, 27, pp. 924-928.

Gann, G. D. *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. 2.nd edition, *Restoration Ecology*, 27, pp. S3-S46. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

Hayward, M. W. *et al.* (2019) Reintroducing *rewilding* to restoration-Rejecting the search for novelty, *Biological Conservation*, 233, pp. 255-259.

Mola, I., Sopeña, A. y de Torre, R. (2018) *Guía práctica de restauración ecológica*. Madrid: Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SER) (2004) *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Disponible en: <https://www.ser-rrc.org/resource/the-ser-international-primer-on/>



Presentación

Antecedentes y estructura del manual

Ignacio Mola^{1,2}

¹ Consultor independiente en Restauración Ecológica y Biología de la Conservación.

² Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Universidad Complutense de Madrid.

El libro que aquí se presenta responde a la necesidad de disponer de textos que puedan orientar a profesionales de diferentes sectores en la aplicación de la restauración ecológica. Ya en 2018, la Iniciativa Española Empresa y Biodiversidad (IEEB) de MITECO, puesta en marcha a través de la Fundación Biodiversidad, identificó la necesidad de desarrollar un texto que permitiera orientar la toma de decisiones en la restauración de ecosistemas y desarrolló la Guía Práctica de Restauración Ecológica (Mola, Sopeña y De Torre, 2018). Se trabajó para disponer de un documento sintético que fuera una referencia de trabajo para Administraciones, empresas y el mundo académico. Diversas empresas cuya actividad implica una intensa interacción con el territorio plantean la necesidad de aclarar en qué consiste esta nueva forma de trabajar porque encuentran dificultades al intentar implantarla, tanto a la hora de contratar empresas para que desarrollen los trabajos necesarios como por parte de la Administración, que no está habituada a esta metodología para desarrollar los trabajos, por ejemplo, a consecuencia de tramitaciones ambientales u otros procesos que implican la restauración de determinados espacios fruto de las medidas de mitigación y/o compensación de impactos ambientales negativos. El documento que se elaboró entonces tenía un objetivo doble: i) ser didáctico desde un punto de vista conceptual y metodológico, por un lado; y ii) ser un documento de consenso donde se reflejaran las necesidades de los distintos sectores involucrados habitualmente en la restauración de ecosistemas: la Administración, la empresa, la academia y el tercer sector (fundaciones y organizaciones no gubernamentales). Para ser una guía práctica de trabajo, se elaboró un texto breve, al que no hubiera que dedicar más que una tarde de lectura, pero enormemente ramificado con referencias y vínculos a modo de repositorio de información para desarrollar y ampliar los contenidos. A finales de 2022, más de seis mil descargas de este texto atestiguan su éxito. Curiosamente, en torno a un 40 % de las mismas se ha producido desde países latinoamericanos, lo que puede apuntar también a una falta/demanda de textos en castellano.

El trabajo de esta guía se realizó con la colaboración de numerosos expertos y un amplio trabajo de consenso que, además, coincidió con los trabajos previos a la publicación de la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas (en adelante, ENIVCRE). Gracias a la aceptación general de esta guía y a este proceso complementario, la Guía Práctica de Restauración Ecológica se considera en la ENIVCRE un documento de referencia para la restauración ecológica.

No obstante, este marco eminentemente metodológico y su carácter sintético hicieron que numerosos aspectos no tuvieran cabida. Ya existía, desde su publicación, una voluntad por parte de la Fundación Biodiversidad de ampliar la Guía Práctica de Restauración Ecológica en un plazo no muy dilatado. Efectivamente, en 2021 la coincidencia de diversas iniciativas tanto nacionales como internacionales que se describirán más adelante activan el proceso.

El primer paso fue realizar una encuesta entre profesionales de diferentes sectores para entender mejor las necesidades de mejora. Se lanzaron más de setenta encuestas a cuatro sectores principales: empresas privadas, Administración, investigación y tercer sector (fundaciones y organizaciones no gubernamentales). Con un porcentaje de respuestas del 30 %, resultó llamativo que todas las solicitudes de mejora pivotaran sobre los seis mismos temas:

- El contexto internacional ha sufrido cambios notables en lo relativo a la restauración ecológica, por lo que se requiere una actualización.
- Continuar con un enfoque posibilista, animando a emplear esta metodología en diferentes situaciones siguiendo el «continuo de actividades de restauración» de la Society for Ecological Restoration (SER) (Gann *et al.*, 2019).
- Una metodología más sencilla y apoyada en casos prácticos.
- Ampliar diversas temáticas: restauración geomorfológica, renaturalización, ciudades, agroecosistemas, entre otras.
- Mayor número de casos prácticos, más variados y representativos.
- Incluir lecciones aprendidas con recomendaciones sobre lo que funciona y lo que no funciona.

A partir de estas ideas, se inicia la estructura del texto que aquí se presenta. Por su desarrollo e identificación de necesidades, rápidamente se pone de manifiesto que este libro no sería una actualización de la guía. Si bien la guía cumple el objetivo de acercar al usuario a la metodología y retos de la restauración ecológica, este libro pretende ir más allá, orientando sobre cómo enfrentarse a la restauración de un espacio concreto. Son, por tanto, documentos complementarios.

La casuística relativa a restaurar un espacio sería infinita, por lo que el grueso del texto se dedica a lo que denominamos «bloques temáticos» y los definimos como puntos de confluencia recurrente de numerosas cuestiones que surgen al diseñar y desarrollar un proyecto de restauración ecológica. En muchas ocasiones, corresponden a grupos de ecosistemas, que son los protagonistas, y muchas cuestiones y problemas son comunes dentro de cada grupo. Se ha tomado con ciertas licencias la clasificación de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (DOCE, 1992), sistema bien conocido por todos los

profesionales que trabajan en medioambiente. Los grupos relativos a turberas y medios rocosos no se han abordado, por su menor incidencia en cuanto a constituir objeto de restauración, ya sea por su distribución puntual o por tratarse de espacios que pueden estar sometidos a menor perturbación que otros grupos de ecosistemas. Se han incluido, por otro lado, ciudades y agroecosistemas, espacios muy relevantes desde el punto de vista territorial, social y económico.

Adicionalmente, se han identificado temas que también constituyen foco de interés, pero en esta ocasión de forma independiente al tipo de ecosistema. Se han incluido tanto causas de perturbación (incendios, alteraciones del relieve o construcción de infraestructuras) como temas transversales relevantes (participación ciudadana, polinizadores, cambio climático, restauración de suelos, renaturalización, etc.).

En total se han identificado veinticinco temas relevantes en base a criterio experto, ciertamente subjetivo y sobre todo ampliable a otros muchos (*tabla I*). También cabe destacar que, afortunadamente, cada vez hay más manuales sectoriales nacionales y muchos de ellos de libre acceso en la red: ambientes semiáridos (Navarro Cano *et al.*, 2017); dunas costeras (Ley Vega de Seoane, Gallego Fernández y Vidal Pascual, 2007); forestal (Colmena *et al.*, 2021); ecosistemas mediterráneos (Rey-Benayas, Espigares y Nicolau, 2003); canteras de roca caliza (Jorba y Vallejo, 2010); ríos (González del Tánago y García de Jalón, 2008); arroyos temporales mediterráneos (Ollero, Conesa-García y Vidal-Abarca, 2022); infraestructuras de transporte terrestre (Valladares *et al.*, 2011); préstamos y vertederos en obra civil (Enríquez de Salamanca y Carrasco, 2009), entre otros.

Una vez identificados los capítulos, se procedió a diseñar qué debería contener cada bloque temático de manera que diera respuesta tanto a las necesidades identificadas como a los criterios generales del libro. Así, se redactaron diversos documentos en función de si el bloque temático pertenecía a un grupo de ecosistemas o perturbaciones o se trataba de un tema transversal.

Por último, se identificaron especialistas susceptibles de desarrollar adecuadamente cada capítulo. Aquí cabe destacar que no están todos los que son, pero sí son todos los que están. España es un país con sobresalientes profesionales en ecología. En lo referente a la investigación en ecología/evolución, nuestro posicionamiento en séptimo lugar (Research.com, 2023) supera con creces nuestra decimocuarta posición en lo relativo a producto interior bruto nominal (FMI, 2023). Con este dato se quiere resaltar que, en investigación, dentro del marco de la ecología, somos una potencia mundial, aspecto generalmente desconocido incluso entre los profesionales del medioambiente. Además de la cantidad de profesionales, ha sido notoria la predisposición a participar en esta

Orden	Tipo	Bloque temático
1	Ecosistema	Ciudades
2	Ecosistema	Agroecosistemas
3	Ecosistema	Ecosistemas fluviales
4	Ecosistema	Humedales (ecosistemas leníticos)
5	Ecosistema	Bosques templados caducifolios
6	Ecosistema	Pastos y matorral atlántico
7	Ecosistema	Bosques mediterráneos
8	Ecosistema	Pastos y matorral mediterráneo
9	Ecosistema	Sistemas silvopastorales: la dehesa
10	Ecosistema	Alta montaña
11	Ecosistema	Dunas costeras
12	Ecosistema	Ecosistemas marinos dominados por macrófitos y corales de zonas templadas
13	Transversal	Suelos
14	Transversal	Cambio climático
15	Transversal	Ecología del fuego/Incendios forestales
16	Transversal	Sustratos singulares (yesos, dolomías y serpentinas)
17	Transversal	Restauración de paisajes
18	Transversal	Restauración de interacciones
19	Transversal	Renaturalización
20	Transversal	Polinizadores
21	Transversal	Participación ciudadana
22	Perturbación	Restauración geomorfológica
23	Perturbación	Ecología del fuego/Incendios forestales
24	Perturbación	Infraestructuras lineales de transporte
25	Perturbación	Desfragmentación y permeabilización del territorio causada por infraestructuras de transporte (carreteras y ferrocarril)

Tabla 1. Bloques temáticos o capítulos específicos incluidos en el presente libro.

labor de transferencia de conocimiento de todos ellos. Debemos agradecer a todos los coautores del libro que hayan encontrado tiempo de forma desinteresada para redactar sus correspondientes capítulos. Más allá de volcar su conocimiento, también contribuyeron generalmente a presentar casos prácticos, proyectos en los que los propios coautores participan/participaron u otros de los que tenían conocimiento, además de ilustrar sus capítulos con fotografías y figuras, en su mayor parte con material propio. En definitiva, mucho trabajo y muchos detalles para que los usuarios disfruten de una experiencia solvente y atractiva.

En total, cincuenta profesionales contribuyen a la redacción de capítulos, treinta y seis investigadores, siete del tercer sector (fundaciones y organizaciones no gubernamentales), cinco de la empresa privada (técnicos y consultores) y dos a la Administración pública (municipal o general del Estado). Cabe destacar la contribución de tres profesionales extranjeros, dos chilenos de la Universidad de Concepción y una profesora de la Universidad de Montana (Estados Unidos). En el índice se puede consultar la relación de autorías por temática.

En lo relativo a los casos prácticos, se ha realizado un esfuerzo muy importante. Se han podido incluir noventa casos prácticos de muy diversa índole. Para reportar estas experiencias prácticas, se diseñó una ficha buscando equilibrio entre la sencillez de su implementación y que fuera lo más completa posible. En el anexo I se incluyen todas las fichas implementadas de los casos prácticos, así como una clasificación. También se incorpora un capítulo en el que se analizan los diferentes aspectos que se recogen en el formulario. Un total de 274 entidades han contribuido al desarrollo de estos casos prácticos, desde Administraciones públicas hasta empresas, tercer sector y universidades, entre otras.

Se espera que esta combinación de capítulos más teóricos y numerosos casos prácticos, todo ello vinculado, suponga un recurso que resulte de utilidad para Administraciones, empresas y tercer sector, incluso para la academia como texto de referencia orientado a formar a sus estudiantes. De hecho, se ha insistido mucho a todos los autores para mantener un enfoque práctico y de fácil comprensión, dentro del rigor técnico necesario. El manual incluye una enorme cantidad de información, conocimiento y experiencia, aunando la información más útil y aquellas recomendaciones necesarias que se deben tener en cuenta al restaurar un espacio determinado. En todos los capítulos se incluyen referencias bibliográficas para ampliar el conocimiento en cada una de las temáticas particulares.



Figura 1. Portadas de algunas de las guías y manuales nacionales sobre restauración de ecosistemas que han venido publicándose en los últimos años. La demanda de este tipo de publicaciones sectoriales es cada vez mayor.

Bibliografía

Colmena, G. *et al.* (2021) Manual de restauración forestal para personas que quieren curar la naturaleza. WWF España. Disponible en: https://wwfes.awsas-sets.panda.org/downloads/manual_restauracion_2021_caixabank_montemadrid.pdf

DOCE (1992) Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*, serie L, n.º 206, de 22 de julio de 1992.

Enríquez de Salamanca, A. y Carrasco, M. (2009) *Manual de gestión y restauración de zonas de préstamos y vertederos en obras civiles*. Madrid: CEDEX.

España. Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. *Boletín Oficial del Estado*, n.º 259(I), de 11 de diciembre de 2013. Madrid.

FMI (2023) *Fondo Monetario Internacional*. Disponible en: <https://www.imf.org/es/Home>

Gann, G. *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition, *Restoration Ecology*, 27(S1), pp. 1-46.

González del Tánago, M. y García de Jalón, D. (2008) *Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

Jorba, M. y Vallejo, V. (2010) *Manual para la restauración de canteras de roca caliza en clima mediterráneo*. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Dirección General de Qualitat Ambiental.

Ley Vega de Seoane, C., Gallego Fernández, J. y Vidal Pascual, C. (2007) *Manual de restauración de dunas costeras*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Costas.

Mola, I., Sopeña, A. y De Torre, R. (2018) *Guía práctica de restauración ecológica*. Madrid: Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Navarro Cano, J. *et al.* (2017) *Restauración ecológica en ambientes semiáridos. Recuperar las interacciones biológicas y las funciones ecosistémicas*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

Ollero, A., Conesa-García, C. y Vidal-Abarca, M. (2022) *A guide to good practices for the management and restoration of Mediterranean ephemeral streams: resilience and adaptation to climate change*. Murcia: Universidad de Murcia.

Research.com (2023) *World Ranking of Top Ecology & Evolution Scientists in 2022 (1st Edition)*. Disponible en: <https://research.com/news-events/world-ranking-of-top-ecology-evolution-scientists-2022>

Rey-Benayas, J., Espigares, T. y Nicolau, J. (2003) *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá.

Valladares, F. *et al.* (2011) *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. Madrid: Fundación biodiversidad.



Introducción

> *Autor:* Ignacio Mola Caballero de Rodas.

¿Por qué debemos restaurar espacios degradados?

Ignacio Mola Caballero de Rodas^{1,2} y Aixa Sopeña Blanco³

¹ Consultor independiente en Restauración Ecológica y Biología de la Conservación.

² Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Universidad Complutense de Madrid.

³ Consultora independiente en Medio Ambiente y Desarrollo Rural.

A priori pudiera parecer que esta pregunta sólo va dirigida hacia personas relacionadas con el medio ambiente, pero cada vez es más evidente que esto no es así. Disponer de ecosistemas saludables está en el centro de la sostenibilidad de nuestra sociedad, con efectos directos sobre nuestra salud y calidad de vida. Las evidencias científicas de esta afirmación son abrumadoras, aunque parece que este hecho no acaba de asimilarlo la sociedad en general.

La propuesta de reglamento de la Comisión Europea sobre la restauración de la naturaleza de 2022, expone en su contexto y, en particular, en las razones y objetivos:

«Unos ecosistemas saludables proporcionan alimentos y seguridad alimentaria, agua limpia, sumideros de carbono y protección contra las catástrofes naturales provocadas por el cambio climático. Son esenciales para nuestra supervivencia, bienestar, prosperidad y seguridad a largo plazo».

Tras la pandemia de 2020, se ha puesto de manifiesto con más claridad que nunca la interconexión entre nuestra salud, la salud de los ecosistemas y la globalización. Así surge el proyecto de Naciones Unidas, denominado «una sola salud» (*One Health*), para hacer frente a las amenazas contra la salud tanto de los seres humanos como de los animales, las plantas y los ecosistemas en los que habitamos (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2022).

También pudiera parecer que restaurar ecosistemas es una labor que debemos acometer, pero sólo cuando la situación económica sea favorable, porque es un gasto. Nada más alejado de la realidad. La economía de los ecosistemas se encarga de cuantificar el beneficio económico de la diversidad biológica, los costes de la pérdida de biodiversidad y de la falta de medidas protectoras, frente a los costes de una conservación efectiva (TEEB, 2010). En el marco de la Unión Europea se estima que, por cada euro invertido en

restauración, se obtienen un retorno de 8-38 € de beneficio (Comisión Europea, 2022). De hecho, que la economía estándar ignore el hecho de que la prosperidad y el bienestar humano están supeditados al mantenimiento de la integridad y la resiliencia de los ecosistemas que la engloban, se identifica como la causa fundamental de la actual crisis ambiental (Gómez-Baggethun y de Groot, 2007). Actualmente vivimos una crisis ambiental fruto del cambio global, que es causa y efecto del problema. El cambio global tiene tres componentes o ejes principales íntimamente relacionados: cambio climático, pérdida de biodiversidad y degradación de ecosistemas. Todos ellos con un origen común, una desequilibrada relación de nuestra especie con el entorno. En particular, en las últimas décadas, con lo que se ha dado en llamar la «Gran Aceleración», precisamente después de la Segunda Guerra Mundial (la segunda mitad del siglo XX), aludiendo al incremento trepidante en numerosos parámetros: población mundial (x 2,7), concentración atmosférica de CO₂ (x 3,3) y CH₄ (x 2,7), consumo de energía (x 5,3), consumo de agua dulce (x 3,3), consumo de fertilizantes (x 12), superficie agrícola de regadío (x 2,8), capturas pesqueras en el mar (x 16), producción de residuos (x 3,4) o producto interior bruto (x 8,9), entre otras. Si se refiere específicamente a cambios en el uso del territorio, unos se incrementan estrepitosamente como: suelo agrícola (x 1,3), pastos (x 1,3), carreteras (x 2,4) o áreas urbanas (x 4,9); mientras otros lo hacen, pero en sentido inverso: humedales (x 0,4) o bosques (x 0,9), entre otras (Hooke y Martín-Duque, 2022). No hace falta ser un especialista para saber que, con todos estos indicadores y su tendencia actuando sobre un sistema cerrado como es la Tierra, nada bueno nos puede augurar en el futuro inmediato.

Se dispone, entonces, de un argumentario claro para responder la pregunta inicial de por qué restaurar ecosistemas:

- Contribuye a incrementar nuestra calidad de vida.
- Es fundamental para nuestra salud.
- Garantiza la seguridad alimentaria.
- Constituye una herramienta imprescindible para revertir la degradación de ecosistemas y, por lo tanto, contribuye a paliar la actual crisis ambiental, actuando también en sus otras dos componentes (cambio climático y pérdida de biodiversidad).
- Es beneficioso económicamente.



➤ **Figura 1.** Arriba, un mosaico de comunidades forestales en el Parque Natural de Redes (Asturias): hayas, acebos, escobas, helechos y pastos. Los bosques contribuyen a fijar carbono, regulan el clima y ofrecen agua dulce de calidad. Abajo, un río a su salida del Parque Nacional de Picos de Europa, un cauce de cierta entidad que conserva sus aguas en magnífico estado al no pasar por ninguna población.
Autor: Ignacio Mola.

Caja I. Plantar árboles para compensar emisiones

Hay que resaltar la interdependencia entre los tres grandes ejes de la crisis ambiental: cambio climático, pérdida de biodiversidad y degradación de ecosistemas. Diversas entidades pretenden abordarlos como si se tratara de problemas independientes. Así se pueden producir situaciones paradójicas, como, por ejemplo, plantar árboles para fijar CO₂ y contribuir así a mitigar el cambio climático; pero pudiera ser que esas plantaciones se realicen en espacios donde no resulta recomendable, por ejemplo, grandes espacios abiertos, zonas con sustratos singulares (yesos y/o salinos), etc. En estas zonas, la plantación puede suponer no sólo un factor de perturbación de estos ecosistemas, sino que puede comprometer la biodiversidad propia de estas áreas. En definitiva, se puede pretender mitigar el cambio climático, pero una falta de visión general puede implicar pérdida de biodiversidad y degradación de ecosistemas, incluso, ni siquiera, satisfacer el primer objetivo de fijación de CO₂ en el medio y largo plazo.

No es nueva esta vinculación entre plantar árboles y mejorar así el entorno. Se debe recordar que un bosque es mucho más que un conjunto de árboles. Resulta necesario realizar más transferencia desde la ciencia a la sociedad y ser más creativos. Hay que reconducir estas iniciativas hacia soluciones integrales como, por ejemplo, la restauración ecológica de bosques, allí donde es necesario. Además, se conoce bien que otros ecosistemas diferentes a los bosques son buenos sumideros de carbono, como los humedales, por ejemplo, cuando se encuentran en buen estado de conservación. Utilizar madera como elemento constructivo puede garantizar un buen stock de carbono inmovilizado a medio e, incluso, largo plazo.

Se recomienda rechazar estas actuaciones basadas en plantar árboles cuando están alejadas de todo rigor técnico en la planificación y generalmente sin seguimiento para verificar la bondad de la actuación. Porque esta intención inicial, muy positiva, puede acabar en el terreno del maquillaje verde o *green washing*, volviéndose en contra de la entidad promotora. Hay que actuar bajo el principio de que, independientemente del presupuesto, siempre se podrá hacer algo positivo para nuestro entorno.

1. Todos los escenarios se alinean: es necesario actuar

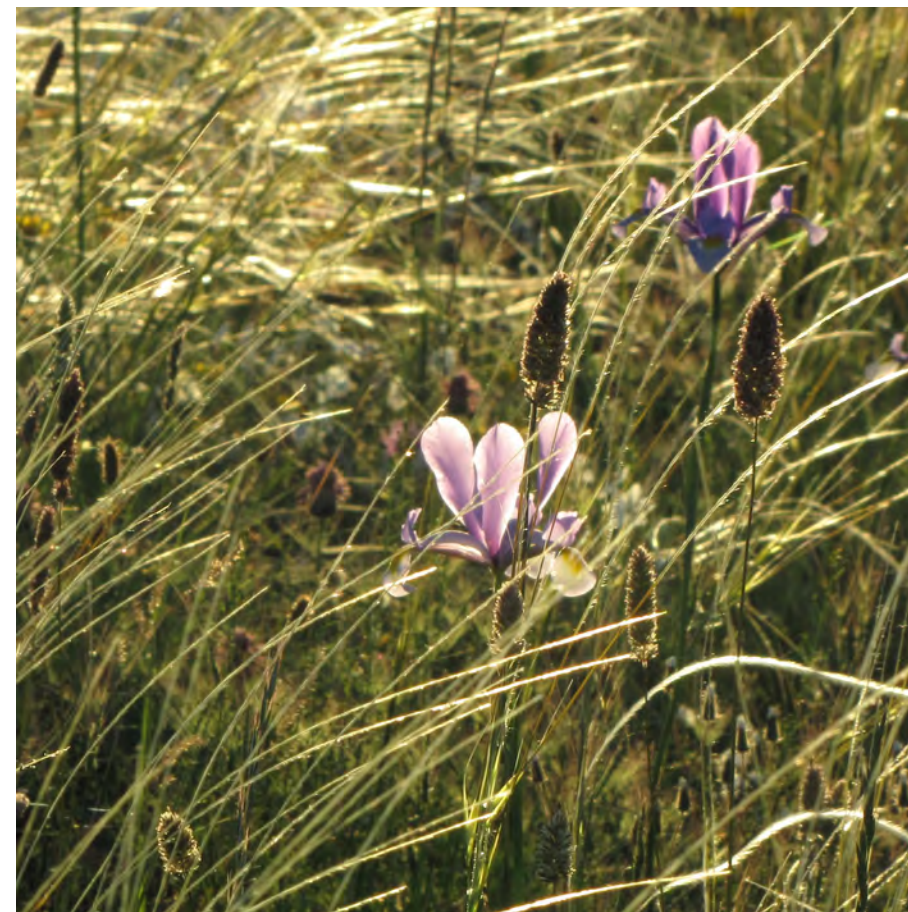
Se puede realizar un breve repaso, sin ánimo de ser exhaustivo, de las principales iniciativas que existen en torno a la restauración de ecosistemas desde el panorama mundial hasta el nacional.

1.1. Mundial

Se puede empezar por la Conferencia de Río de Janeiro (1992), que celebraba el 20 aniversario de la primera conferencia sobre el medio ambiente (Estocolmo, 1972). Tradicionalmente se la conoce como la «Cumbre de la Tierra» y supuso un avance conceptual muy importante, al acordarse que el desarrollo sostenible

constituía un objetivo alcanzable para las personas de todo el mundo. También quedan vinculadas las preocupaciones económicas, sociales y ambientales como un conjunto indisoluble para garantizar la calidad de vida. Por este motivo, se llama a la cooperación internacional de forma solidaria para conservar, proteger y restablecer la salud y la integridad de los ecosistemas (Naciones Unidas, 1992).

El resultante Convenio sobre la Diversidad Biológica (en adelante, CDB), con su Visión 2050 de «Vivir en armonía con la naturaleza», acaba de aprobar su nuevo marco mundial para la naturaleza a final de 2022. Entre sus veintitrés metas, existe una específica para la restauración de ecosistemas (Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2022b):



➤ **Figura II:** Los espacios abiertos como los pastizales naturales o seminaturales suelen ser espacios con una elevada riqueza de especies. El abandono de la ganadería extensiva compromete la conservación de este tipo de espacios. En la imagen un prado de hierba plumera (*Stipa atlántica*), acompañada de lirios boca de serpiente (*Iris xiphion*) y otras muchas especies (Alameda del Valle, Madrid; **Autor:** Ignacio Mola)

«Meta 2: Logar que para 2030 al menos un 30 por ciento de las zonas de ecosistemas terrestres, de aguas continentales, costeros y marinos degradados estén siendo objeto de una restauración efectiva, con el fin de mejorar la biodiversidad y las funciones y los servicios de los ecosistemas, la integridad ecológica y la conectividad».

Caja II. Subsidios perversos

Los «subsidios perversos» son medidas o prácticas financiadas con dinero público que resultan en un comportamiento no sostenible con consecuencias perjudiciales para la biodiversidad. Normalmente, se trata de efectos secundarios no anticipados (ni previstos) de dichas medidas, diseñadas para lograr otros objetivos económicos, sociales, tecnológicos o políticos. El propio CDB apunta que los incentivos perjudiciales son uno de los principales impulsores indirectos de la pérdida de biodiversidad, especialmente cuando contribuyen al uso nocivo de la tierra y del mar, a modelos de consumo y producción insostenibles, a la sobreexplotación, a la contaminación y al cambio climático. Indica, así mismo, que los elementos más perjudiciales son las ayudas públicas a la agricultura y las subvenciones para aumentar la capacidad de las flotas pesqueras

La meta 18 CDB indica:

«Para 2025, precisar y eliminar, eliminar gradualmente o reformar los incentivos, incluidas las subvenciones perjudiciales para la diversidad biológica, de manera proporcionada, justa, efectiva y equitativa, reduciéndolas sustancial y progresivamente en al menos 500.000 millones de dólares de los Estados Unidos al año para 2030, empezando por los incentivos más perjudiciales, e intensificar los incentivos positivos para la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica».

Evitar la degradación de los ecosistemas y, por ende, la necesidad de restaurarlos es, sin duda, la opción más eficiente y sostenible posible. No obstante, la actividad social y económica se ve obligada a interactuar con los ecosistemas, sus recursos o servicios y, en este sentido, es muy meritorio el liderazgo de muchas empresas e instituciones que abogan por el principio de no impactar negativamente en el entorno (*no harm rule*), evitar al máximo la degradación y acometer cualquier actuación que requiera del uso del suelo o los recursos naturales bajo premisas de impacto neto cero, sin pérdidas (*no net loss*), o incluso economías regenerativas. Esta intención de eliminación de los subsidios perversos también la recoge el plan estratégico estatal del patrimonio natural y de la biodiversidad de 2030.

De forma adicional, las Naciones Unidas establecieron en 2015 los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (en adelante, ODS), que deben alcanzarse mediante métricas específicas en 2030. En 2020 realizan la primera evaluación y consideran que se producen cambios y avances, pero no al ritmo deseado. Por este motivo, indican que el decenio 2020-2030 debe ser el decenio de la aceleración. Invita a imprimir un nuevo ritmo a todas las metas y, en concreto, declara este periodo 2021-2030 como el «**decenio sobre la restauración de los ecosistemas**»:

«El Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas tiene por objetivo prevenir, detener y revertir la degradación de los ecosistemas en todos los continentes y océanos; así, se puede ayudar a erradicar la pobreza, combatir el cambio climático y prevenir una extinción masiva. Su éxito depende de la colaboración de todos» (Naciones Unidas, 2021).

La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER) y la Organización Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) colaboran con las Naciones Unidas para redactar los diez principios que deben guiar la restauración de ecosistemas en este decenio. Resultan francamente inspiradores y se volverá a ellos con más detalle en el apartado metodológico del presente manual (FAO, IUCN, CEM y SER, 2021).

1.2. Unión Europea

En la actualidad, la Unión Europea quiere liderar la lucha contra la emergencia ambiental. Esto no ha sido siempre así. En 1970 se aprueba la NEPA, primera legislación relativa a la Evaluación del Impacto Ambiental en Estados Unidos (Environmental Protection Agency [USA], 1970), fruto de la demanda social que clamaba por el desarrollo, pero no a cualquier precio, y en particular a costa de los ecosistemas y la biodiversidad. La Unión Europea consideró que no podía aprobar una legislación de este tipo porque constituiría un freno a su desarrollo económico, y no será hasta 1985, quince años después, cuando se publique la Directiva del Consejo 85/337/CEE relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente. Un año más tarde, queda traspuesta a la legislación nacional española.

La Unión Europea, para cumplir los ODS, establece el denominado Pacto Verde Europeo (*EU Green Deal*). En este documento ya se avanza la elaboración de un plan de restauración de la naturaleza necesario para alcanzar la gran meta de este pacto: ser el primer continente neutro en carbono en 2050 (Comisión Europea, 2019).

La Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea presenta interesantes novedades, y sobre todo una frase introductoria muy pertinente: «reintegrar la naturaleza en nuestras vidas». Se insiste en la justificación económica de proteger la biodiversidad y restaurar ecosistemas. Entre 1997 y 2011 se estima que el mundo perdió entre 3,5 y 18,8 billones de euros al año en servicios ecosistémicos debido al cambio de uso del suelo; y entre 5,5 y 10,5 billones de euros al año por la degradación de ecosistemas (Comisión Europea, 2020). Amplía la estrategia sobre la biodiversidad poniendo el foco en ciudades, agroecosistemas, ríos y medio marino, además de los ya tradicionales ecosistemas terrestres.

El 18 de agosto de 2024 entra en vigor el Reglamento sobre la Restauración de la Naturaleza (RRN). Por primera vez se establecen objetivos y obligaciones concretos y jurídicamente vinculantes para la restauración de ecosistemas terrestres y marinos. En concreto se deben establecer medidas para restaurar el 20% de los ecosistemas degradados que no se encuentren en buena condición en 2030 y todos lo que necesiten restauración en 2050. Mediante esta legislación se pretende abordar los tres ejes de la crisis ambiental: degradación de ecosistemas, pérdida de biodiversidad y cambio climático.

Un verdadero hito en legislación ambiental europea solo comparable con las Directivas Aves y Hábitats aprobadas en 1979 (codificada debido a las diversas modificaciones sustanciales en 2009) y en 1992 respectivamente (Unión Europea, 1992; Unión Europea 2009). De hecho, el estancamiento de estas directivas por el carácter voluntario de aspectos relevantes de su desarrollo fue lo que motivó, entre otras razones, que la Comisión redactara la propuesta de Reglamento para su tramitación.



➤ **Figura III:** La Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea insta a que en medios agrícolas un 10 % del territorio esté ocupado por elementos paisajísticos de gran biodiversidad, el 25 % se debe dedicar a agricultura ecológica y, para 2030, se debe reducir a la mitad el uso de plaguicidas químicos. Cultivos de cereal y barbechos en Pinto, Madrid.
Autor: Ignacio Mola

No solo hay que restaurar los ecosistemas que se encuentren degradados, en caso necesario se debe ampliar su superficie de ocupación (restablecer) hasta alcanzar una superficie favorable de referencia. Lo mismo ocurre con las especies protegidas por ambas directivas, sus poblaciones deben alcanzar un número de efectivos que garanticen su conservación.

Este Reglamento de Restauración de la Naturaleza incluye metas para los ecosistemas agrícolas como espacios que garanticen de forma sostenible la seguridad alimentaria, así como la biodiversidad asociada a estos medios. Vinculada a la preocupación por la producción alimentaria y a las alarmantes evidencias sobre el retroceso de los polinizadores se ponen en marcha medidas para restaurar sus poblaciones. También se consideran las ciudades, donde los espacios verdes y el arbolado urbano contribuye a la mitigación del cambio climático, acogen biodiversidad y en definitiva contribuyen a mejorar las condiciones de vida.

Respecto a los ríos, se enfatiza en la restauración de la conectividad tanto longitudinal como transversal, eliminando obstáculos y restaurando la funcionalidad de las llanuras aluviales. En lo relativo a los ecosistemas forestales debe restaurarse su funcionalidad y biodiversidad y por último se incluye la meta de plantar 3.000 millones de árboles adicionales en 2030 fruto de los trabajos de restauración, y que estas nuevas plantaciones cumplan con criterios ecológicos y de biodiversidad.

Se trata de una legislación muy ambiciosa desde el punto de vista ambiental, aunque los beneficios económicos esperados no se quedan atrás. La Comisión estima obtener un beneficio de entre 4-38€ de retorno por cada euro invertido en restauración de la naturaleza (tabla I; Comisión Europea, 2022),

Estado miembro	Beneficios (Millones de €)	Costes (Millones de €)	Ratio Beneficios/ PIB	Ratio Costes/PIB	Beneficios/habitante	Costes/habitante
España	7.939	1.451	0,71 %	0,13 %	168	31
Total UE	64.248	7.405				
Media UE			0,48 %	0,06 %	144	17
Mediana UE			0,58 %	0,08 %	117	14

Tabla I. Resumen de costes y beneficios anuales estimados de aplicación de la NRL. PIB-Producto interior bruto (Eurostat, 2020); habitantes (Eurostat, 2021). **Fuente:** tomado del estudio de impacto de la propuesta de reglamento de restauración de la naturaleza, parte 1/12, pp. 105-106 (Comisión Europea, 2022).

1.3. Nacional

España ha suscrito todos los acuerdos mundiales comentados y, como país miembro de la Unión Europea, también suscribe los pactos y estrategias referidos. Se debe mencionar el proceso en el que se encuentra actualmente la legislación ambiental nacional/autonómica y destacar la puesta en marcha y aplicación por parte de las comunidades autónomas de la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas (en adelante, ENIVCRE). Esta estrategia consta de ocho metas principales y cincuenta líneas de actuación (MITECO, 2021), donde cabe destacar la meta 2 relativa a la restauración de los hábitats y ecosistemas en áreas clave para favorecer la biodiversidad, la conectividad o la provisión de servicios ecosistémicos, priorizando soluciones basadas en la naturaleza

Resulta prometedor disponer por primera vez de una herramienta de gestión territorial estratégica con criterios ecológicos. Esta estrategia es fruto de una iniciativa europea aprobada en 2013: «Infraestructura Verde: mejora el capital natural de Europa». También el ámbito científico técnico nacional realizó una labor de transferencia no menor para establecer un marco conceptual de referencia (Valladares, Gil y Forner, 2017).

La aprobación del Reglamento de Restauración de la Naturaleza en el marco de la Unión Europea implica diversas consecuencias en el plano nacional de los Estados. La más inmediata y relevante es la obligatoriedad de desarrollar un Plan Nacional de Restauración en el plazo de dos años desde la entrada en vigor. Será la propia Comisión quien lo evaluará en un plazo de seis meses. Este nuevo escenario justifica aún más si cabe la necesidad, no ya de actualizar la Guía Práctica de Restauración Ecológica (Mola, Sopeña y de Torre, 2018), sino generar un manuscrito nuevo y más ambicioso que contribuya a la transferencia de conocimiento tan necesaria para estos retos.

Un ejemplo de la magnitud territorial que debe abarcar este Plan Nacional de Restauración, sería estimar la superficie de hábitats de interés comunitarios (HIC) que se encuentran degradados y necesitan de restauración. Según el último reporte sexenal del artículo 17 de la Directiva Hábitats esta cifra supera los 24.000km² (casi el 5% del territorio nacional), pero hay que considerar que existen más de 82.000km² con HIC en situación desconocida. Cabe esperar que la superficie a restaurar se incremente notablemente. A estas cifras hay que añadir las medidas relativas a ciudades y ecosistemas agrícolas (no incluidos dentro de los hábitats de interés comunitario) entre otros nuevos espacios considerados, así como las superficies de restablecimiento de ecosistemas. En definitiva, la superficie será superlativa y el reto técnico, presupuestario y de recursos humanos es abrumador. Cabe destacar que alcanzar los objetivos de esta legislación sin duda supondrá un beneficio generalizado para la sociedad en su salud y calidad de vida, así como revertir la degradación de ecosistemas y la biodiversidad, mitigando la actual crisis ambiental.

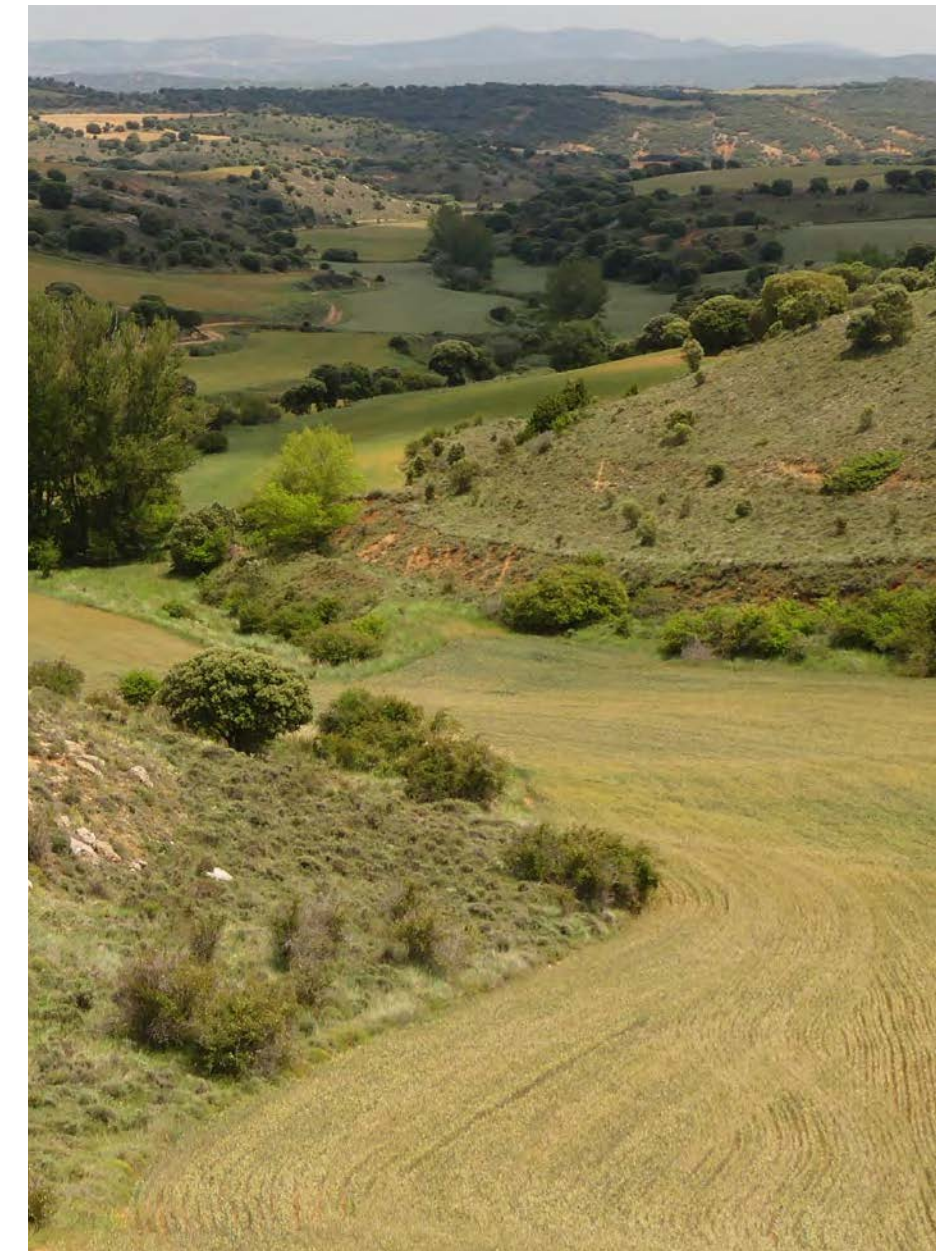


Figura IV: Paisaje en mosaico del interior peninsular fruto de los usos ganaderos y agrícolas. Actualmente se ha perdido toda la cabaña ganadera que pastoreaba esta zona, en particular ovejas. Se aprecian los efectos de la matorralización en los parches entre los cultivos en detrimento del pastizal. Comarca del río Nágina (Soria). **Autor:** Ignacio Mola

La legislación relativa a Evaluación de Impacto Ambiental (España, 2013) supone otra oportunidad para la restauración ecológica. Las declaraciones de impacto ambiental generalmente solicitan la restauración de todas las superficies ocupadas de forma temporal por el desarrollo del proyecto o actividad y, cada vez con más frecuencia, se pide como medida compensatoria la restauración ecológica de otros espacios. Existe lo que se denomina la «jerarquía de la mitigación» que se basa sobre la premisa de que no se produzca pérdida neta de biodiversidad, o incluso una ganancia, gracias al diseño y ejecución de medidas adicionales. Este es un punto ciertamente controvertido, porque puede resultar artificiosa la métrica de lo que se pierde y lo que se gana, incluso justificando la degradación de un espacio bajo este artificio. La restauración ecológica es clara en este sentido: el ecosistema restaurado sufre pérdidas respecto al ecosistema original, porque, al igual que en termodinámica, en ecología la vuelta al pasado es imposible (Balaguer, 2002). En este sentido, cabe destacar que la restauración ecológica no sólo no ha desplegado todo su potencial en la mitigación de impactos ambientales negativos, sino que es un campo todavía por implementar, desarrollar y regular. Por este motivo, resulta llamativo que las medidas compensatorias, muchas veces alejadas especialmente del impacto negativo, sean tan comunes, cuando debería ser la vía para adoptar una vez agotadas las medidas *in situ*.

Por otro lado, existe una demanda creciente también desde el sector empresarial para restaurar ecosistemas fruto de los nuevos marcos regulatorios que obligan a las empresas a considerar de manera explícita los impactos que generan sobre los ecosistemas y a comunicarlos a los consejos de administración y a los inversores. Efectivamente, las empresas de más de 250 trabajadores, 20 millones de facturación y 40 millones de euros en activos deben reportar esta información no financiera. Esta obligatoriedad entronca con un reglamento posterior relativo al establecimiento de un marco para facilitar las inversiones sostenibles (Unión Europea, 2020). Esta obligatoriedad a reportar consumos de agua, emisiones de gases de efecto invernadero y contaminación atmosférica y

otros efectos sobre el medio ambiente está suscitando un interés por la restauración de ecosistemas, como un proceso que puede contribuir a compensar su huella de carbono, dado que los ecosistemas saludables son buenos captadores de carbono, así como para compensar los efectos de su actividad sobre la biodiversidad y los ecosistemas. Además de las exigencias regulatorias, las empresas también son cada vez más conscientes de la mayor sensibilidad de la sociedad en cuestiones ambientales. Además de estrategias de no pérdida neta de biodiversidad o incluso de objetivos de economías regenerativas a nivel de empresas en concreto, cada vez se empiezan a ver, así mismo, evoluciones sectoriales que fuerzan a un cambio de prácticas habituales.

Tras este breve recorrido, y sin ánimo de ser exhaustivo, se puede verificar que todos los escenarios se orientan hacia la necesidad de restaurar ecosistemas como una de las actividades esenciales para luchar contra la emergencia ambiental. La virtud de la restauración de ecosistemas es que es capaz de abordar, en mayor o menor medida, todos ellos. La restauración ecológica, tal y como se abordará en esta publicación, es además la garantía de una restauración de ecosistemas considerando todos estos factores de forma holística y con el necesario rigor científico, por lo que esperamos que todos los usuarios de este libro aprovechen esta oportunidad con la responsabilidad y profesionalidad que la situación merece.

Bibliografía

Balaguer, L. (2002) Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal, *Ecosistemas*, 11(1). Disponible en: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/307>

Comisión Europea (2019) El Pacto Verde Europeo, 11 de diciembre. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0004.02/DOC_1&format=PDF

Comisión Europea (2020) Estrategia de la UE sobre la biodiversidad de aquí a 2030. Reintegrar la naturaleza en nuestras vidas. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0007.02/DOC_1&format=PDF

Comisión Europea (2022) Commission staff working document. Impact Assessment. Accompanying the proposal for a Regulation of the Parliament and the Council on nature restoration. Part 1/12. Brussels: European Commission. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:01891e84-f5e2-11ec-b976-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF

Comisión Europea (2022) Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la restauración de la naturaleza, 22 de junio de 2022. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0304&from=EN>

Convenio sobre la Diversidad Biológica (2022a) Marco mundial Kunming-Montreal de la diversidad biológica. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-la-biodiversidad/cop-15-dec-04-esmarcomundialdebiodiversidaddekunming-montreal_tcm30-552536.pdf

Convenio sobre la Diversidad Biológica (2022b) Marco Mundial Kunming-Montreal de la diversidad biológica. Proyecto de decisión presentado por la presidencia. (O. p. ambiente, Ed.) Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/c/2c37/244c/133052cdb1ff4d5556ffac94/cop-15-l-25-es.pdf>

Environmental Protection Agency (USA) (1970) National Environmental Policy Act. Disponible en: <https://www.epa.gov/nepa>

España (2013) Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. *Boletín Oficial del Estado*, 11 de diciembre de 2013, n.º 259, pp. 98151-98227. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2013-12913>

Agencia Europea de Medio Ambiente (2020) *State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020>

Red Europea de Información y Observación del Medio Ambiente (2023) *Article 17 web tool*. Disponible en: <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>

FAO, IUCN, CEM y SER (2021) Principles for ecosystem restoration to guide the United Nations decade 2021-2030. Disponible en: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/publications/principles_for_ecosystem_res.pdf

Gómez-Baggethun, E. y de Groot, R. (2007) Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía, *Ecosistemas*, 16(3). Disponible en: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/88>

Hooke, R.L. y Martín-Duque, J. (2022) Impact of the Great Acceleration on Our Life-Support Systems. En: Shroder, J. Ed. *Treatise on Geomorphology*, Second Edition, pp. 167-186. Cambridge: Academic Press. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818234-5.00035-3>

MITECO (2021) *Estrategia Nacional de la Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas*. Madrid: MITECO. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/eniv_2021_tcm30-515864.pdf

Mola, I., Sopeña, A. y De Torre, R. (2018) *Guía práctica de restauración ecológica*. Madrid: Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Disponible en: <https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/content/guia-practica-de-restauracion-ecologica>

Naciones Unidas (1992) *Informe sobre la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo: Resoluciones aprobadas por la Conferencia*. Río de Janeiro: Naciones Unidas. Disponible en: https://digitallibrary.un.org/record/168679/files/A_CONF-151_26_Rev-1%28Vol-II%29-ES.pdf

Naciones Unidas (2021) *Decenio sobre la restauración de ecosistemas 2021-2030*. Disponible en: <https://www.decadeonrestoration.org/es>

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2022) *Una sola salud*. Disponible en: <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/comunicado-de-prensa/puesta-en-marcha-del-plan-de-accion-conjunto-sobre-una>

TEEB (2010) *Informe sobre la economía de los ecosistemas y la biodiversidad para las empresas. Resumen ejecutivo*. Disponible en: https://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Business%20and%20Enterprise/Executive%20Summary/Business%20Executive_Spanish.pdf

Unión Europea (1992) Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*, n.º 206, de 29 de diciembre de 2004, pp. 7-50.

Unión Europea (2009) Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres. *Diario Oficial de la Unión Europea*, n.º 20, pp. 7-25.

Unión Europea (2020) Reglamento (UE) 2020/852 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de junio de 2020, relativo al establecimiento de un marco para facilitar las inversiones sostenibles y por el que se modifica el reglamento (UE) 2019/2088. *Diario Oficial de la Unión Europea*, n.º 198, 22 de junio de 2020. Disponible en: <https://www.boe.es/doue/2020/198/L00013-00043.pdf>

Valladares, F., Gil, P. y Forner, A. (coord.). 2017. *Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 357 pp (Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/basescientificotecnicaseivcre_tcm30-479558.pdf)



Metodología

> *Autor:* Ignacio Mola Caballero de Rodas.

Restauración ecológica, qué es y cómo se aplica

Ignacio Mola Caballero de Rodas^{1,2}, Luis Balaguer Núñez*²

¹ Consultor independiente.

² Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Universidad Complutense de Madrid.

1. Definición

La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (en adelante, SER) define la restauración ecológica como «el proceso de asistir al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido» (SER, 2004). Se trata de una definición ciertamente amplia en busca de consenso dentro de la comunidad científico-técnica. En los estándares de la citada sociedad, se indica que la restauración ecológica aspira a llevar un ecosistema degradado a una trayectoria de recuperación que permita la adaptación a los cambios locales y globales, así como la persistencia y evolución de las especies que lo componen (Gann *et al.*, 2019). Para ser ecológica tiene que ser holística (sensu Aronson, Milton y Blignaut, 2007; Clewell, Aronson y SER, 2013). Es decir, actualmente no se puede plantear la restauración, como una intervención en el medio, exclusivamente desde una perspectiva científica, desde la ecología, sino que debemos integrar las sinergias con la socioeconomía, en particular con la demanda de servicios ecosistémicos; con la cultura, como background histórico; y con la faceta más íntima y subjetiva del futuro usuario o habitante del paisaje restaurado, con su perfil emocional o personal. Esta concepción más antropocéntrica de la restauración resulta muy pertinente en nuestro territorio, donde los ecosistemas están sometidos en mayor o menor medida a un manejo secular. Incluso muchos de ellos se pueden denominar ecosistemas culturales o seminaturales precisamente por esta larga trayectoria de interacción. De hecho, disponemos de buenos ejemplos paradigmáticos en cuanto a la biodiversidad que albergan, y su existencia está supeditada a un régimen de perturbaciones fruto de prácticas tradicionales, como las dehesas o los prados de siega entre otros (figura 1). Es más, el bioma mediterráneo en su conjunto, y en particular la cuenca mediterránea que incluye tres cuartas partes de nuestro territorio, forma parte de un área de alta biodiversidad mundial (Myers *et al.*, 2000), a pesar de esta interacción.

La restauración ecológica, siempre que se aplique adecuadamente, contribuye a:

- Proteger la biodiversidad.
- Mejorar nuestra salud y calidad de vida.

* Para la redacción de este capítulo se han empleado textos inéditos del profesor Balaguer, que desgraciadamente no tuvo tiempo de cristalizar en publicaciones propias por su temprano fallecimiento el 19 de marzo de 2014

- Incrementar la seguridad alimentaria, así como la disponibilidad de agua de calidad.
- Proporcionar bienes y servicios que contribuyen a la actividad económica.
- Favorecer la mitigación, resiliencia y adaptación al cambio climático.
- Establecer una relación más saludable entre las personas y con el resto de la biodiversidad.

Además, si se combina con la sostenibilidad y la conservación, la restauración ecológica es el vínculo necesario para que las actuales condiciones de degradación ambiental local, regional y global se transformen en otras de mejora ambiental neta (Gann *et al.*, 2019).

En los principios que deben guiar el decenio 2021-2030 de la restauración de ecosistemas de las Naciones Unidas (FAO, IUCN CEM y SER, 2021) definen la res-

tauración de ecosistemas como «el proceso de detener y revertir la degradación, lo que produce mejores servicios ecosistémicos y la recuperación de la biodiversidad. La restauración de ecosistemas abarca una amplia gama de prácticas, dependiendo de las condiciones locales y las preferencias sociales». Aquí el foco está en la degradación, en identificarla, gestionarla y revertirla, y el resultado se centra en la oferta de servicios ecosistémicos y recuperación de la biodiversidad. Se produce un giro hacia el pragmatismo en la restauración, incluyendo, además de la restauración ecológica, todo el conjunto de actividades restauradoras.

La práctica de la restauración ecológica consiste en inducir una mínima alteración (o secuencia de alteraciones) en el espacio degradado con el fin de desencadenar un proceso espontáneo de reconfiguración del sistema en la dirección deseada. No existen recetas extrapolables. Es decir, lo que resulta exitoso en un enclave puede ser un clamoroso fracaso en otro lugar de características aparentemente seme-



➤ **Figura 1.** Arriba a la izquierda, una dehesa en el Parque Nacional de Monfragüe. A la izquierda abajo, prados de siega en el valle alto del río Lozoya, en la Sierra de Guadarrama, probablemente el ecosistema que alberga mayor riqueza florística del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama y su zona de influencia. Es un buen ejemplo de ecosistema cultural, porque ocupa el espacio de los bosques templados caducifolios y, en caso de no realizar la siega o dalla al menos una vez al año, el sistema evolucionará perdiéndose este singular ecosistema. **Autor:** Ignacio Mola. A la derecha arriba, un macho de hormiguera negra (*Phengaris nausithous*), pequeño lepidóptero protegido en la legislación nacional que utiliza de planta nutricia, la pimpinela mayor (*Sanguisobra officinalis*), que precisamente prospera en los prados de siega. **Autor:** Pablo Pereira. A la derecha inferior, unos chupetes (*Pedicularis schizocalyx*), especie endémica de la península ibérica y protegida en la Comunidad Autónoma de Madrid, cuyas poblaciones de este valle se circunscriben estrictamente a los prados de siega. **Autor:** Ignacio Mola.

jantes. Es por ello que cada proyecto de restauración ecológica se inicia con un diagnóstico ecológico específico e individualizado. No existen, tampoco, técnicas específicas de restauración ecológica. Así, la solución propuesta puede ir desde la reconfiguración del relieve hasta simplemente el esparcimiento de piedras; desde la plantación de ejemplares de especies arbóreas hasta la tala y destocónado de árboles adultos; desde la siembra a voleo hasta el restablecimiento de las redes de aves dispersoras de frutos y semillas. Las conclusiones de cada diagnóstico demandan la aplicación de técnicas conocidas o el desarrollo de otras nuevas. En definitiva, el método de la restauración ecológica consiste en gestionar el margen de incertidumbre asociado al manejo de sistemas complejos y dinámicos apoyándose en tres principios fundamentales: el papel del pasado como motor de cambios presentes y futuros, el funcionamiento de los ecosistemas y paisajes a través de las escalas espaciotemporales, y nuestra capacidad como humanos de aprender de la respuesta de los sistemas complejos a manipulaciones experimentales. De esos principios derivan las tres prácticas que conforman el ejercicio de la restauración ecológica: la selección o construcción del referente histórico, el desbloqueo de procesos ecológicos, y la implementación del proyecto siguiendo un modelo de gestión adaptativa.

2. ¿Por qué esta disciplina?

Se puede afirmar que la restauración ecológica se identifica hoy en día como la metodología más adecuada para actuar sobre ecosistemas degradados (Dobson, Bradshaw y Baker, 1997; Choi et al., 2008; Miller *et al.*, 2016). Se fundamenta en la confluencia de ida y vuelta entre ciencia y tecnología. Esto queda patente en el binomio «ecología de la restauración», que hace referencia a la ciencia, y su recíproca «restauración ecológica», que alude a su aplicación como tecnología (Palmer, Zedler y Falk, 2016).

El origen de la ecología se atribuye a Haeckel, en 1869, por lo que se trata de una rama de la biología muy moderna, con poco más de 150 años. El estudio de las interacciones de los organismos con su entorno, ampliado posteriormente con las interacciones entre los organismos, no constituía una preocupación o un tema de reflexión continuado en el ámbito académico hasta hace muy poco tiempo. La ecología se ha diversificado y crecido enormemente desde entonces, poniendo de manifiesto su relevancia. Mucho más moderna es la ecología de la restauración, que no se consolida como disciplina hasta el encuentro entre ecólogos y técnicos interesados en el estudio y práctica de la recuperación de espacios degradados en torno a la SER, en 1978. Como es habitual, existen antecedentes muy significativos, como sería el caso de Aldo Leopold (1887-1948), responsable del Servicio Forestal de Estados Unidos, quien pronunciara la evocadora frase: «Planta-

mos árboles y los cultivamos como si fueran repollos, cuando deberíamos tratar la tierra como un conjunto de partes interdependientes entre sí». Esta oración tiene un calado enorme, ya que plantea un cambio de paradigma en nuestra relación con el entorno natural, desde la agronomía hasta la ecología. Se podría ir más allá, proclamando que la funcionalidad del sistema es más relevante que reponer algunos elementos de la estructura, en este caso los árboles.

La ecología se estructura en diferentes disciplinas en función del nivel específico de organización en el que centran sus esfuerzos: poblaciones, comunidades y ecosistemas. Por el contrario, la ecología de la restauración se basa en todas ellas y abarca desde los genes hasta paisajes completos, dentro del contexto de la restauración de espacios degradados (Palmer, Zedler y Falk, 2016). Por lo tanto, estudia sistemas naturales que han sufrido algún tipo de alteración antrópica en su composición, estructura o función para describir y cuantificar esas desviaciones de su estado característico (contemplando el conjunto de variaciones espaciales y temporales), comprender qué las ha provocado y, lo más relevante, proyectar cómo el sistema puede regresar a un estado menos perturbado (Hobbs y Suding, 2009). De hecho, la ecología de la restauración es tan amplia que necesita de otras disciplinas más allá de la propia ecología, como la hidrología, la geomorfología o la oceanografía, entre otras, e incluye también necesariamente determinadas ramas de las ciencias sociales, como ya se ha indicado al recalcar la necesidad de un enfoque holístico.

3. Además de transferencia es necesario un esfuerzo en formación

En la encuesta realizada para ayudar a definir los contenidos y alcance del libro (véase «Antecedentes y estructura», de la presentación del libro) se solicitaba una metodología sencilla. Efectivamente, hay que mejorar y redoblar los esfuerzos de transferencia desde la academia a la técnica, pero no se debe olvidar que el sector que trabaja en la restauración de espacios degradados debe enfrentarse también al reto técnico que supone aplicar esta metodología y enfoque. Forma parte de la labor continua de reciclaje a la que nos sometemos todos los profesionales a lo largo del desarrollo de nuestra carrera. Afortunadamente, en la actualidad diversas universidades públicas ofrecen másteres oficiales que proporcionan buena formación a los estudiantes que lo desean en esta especialidad, tras finalizar sus estudios de grado. De hecho, muchos de los autores de este libro trabajamos activamente en este proceso formativo. También existen otros formatos y recur-

sos diversos que pueden facilitar la actualización de la formación y reciclaje, así como la especialización en ámbitos concretos.

Volviendo a la cuestión inicial sobre la solicitud de una metodología sencilla, hay que indicar que restaurar ecosistemas o espacios más o menos naturales requiere de una sólida formación en ecología y biodiversidad. Sobre esta formación se deben estructurar los conocimientos de ecología de la restauración y el estudio posterior de la práctica, ya sobre la tipología de escenarios sobre los que se va a trabajar. No hay protocolos ni recetas por un sencillo motivo: cada escenario de restauración es único. Esto tampoco quiere decir que no se puedan establecer pautas generales, y es lo que se ha pretendido hacer durante la definición de los capítulos del presente libro. Cada uno corresponde a grupos de ecosistemas, perturbaciones o temas transversales, intentando precisamente extraer el mayor número de generalidades posibles. Ahora, si el lector busca un manual en el que pueda encontrar una guía para seguir paso a paso lo que tiene que hacer y las técnicas que debe emplear, etc., no lo va a encontrar en estas líneas, ni en ningún otro sitio en el que sea la restauración ecológica la práctica empleada. Una parte importante del éxito de la restauración es la capacidad del restaurador o profesional técnico a cargo del proyecto de desarrollar un diagnóstico del espacio concreto y diseñar un proyecto específico para el escenario de trabajo, gracias a su formación y experiencia. Las técnicas que emplea el restaurador son muy diversas; de hecho, puede utilizar en un proyecto una técnica concreta y en el siguiente proyecto la contraria, según los procesos ecológicos sobre los que considere necesario actuar. Generalmente, el restaurador se enfrenta a grandes superficies sobre las que debe actuar y resulta necesario tener un adecuado criterio técnico para actuar de forma quirúrgica en el escenario de trabajo, desbloqueando los procesos ecológicos críticos y buscando en todo momento que la dinámica natural de los sistemas biológicos, la sucesión, actúe en favor de la propia restauración. Esto no es sencillo; se enseña y posteriormente se aprende con el desarrollo de la profesión, pero no es trivial ni intuitivo. Si se simplifica excesivamente la metodología, se puede caer en el reduccionismo y en la pérdida de rigor científico-técnico, haciendo un flaco favor al lector.



> **Figura II.** Quizá una de las cosas más deseadas de un proyecto de restauración sea disponer de la imagen del antes y después del proceso. Aquí se presenta una secuencia de parte de los escenarios restaurados del proyecto LIFE Ribermine, desarrollado en el Parque Natural del Alto Tajo, sobre los vertederos exteriores de la mina Santa Engracia (Peñalén, España). Arriba, a la izquierda, escenario próximo al cierre de la mina (1989). Arriba, en el centro, como queda el escenario tras las labores de rehabilitación inicial (1990), en base al modelo berma talud. **Autoría:** Paisajes Españoles. Abajo, a la izquierda, treinta años después de la rehabilitación (marzo de 2020) tras intensos procesos de erosión. **Autoría:** Diedro. En la parte inferior en el centro (noviembre de 2020), después de la restauración basada en geomorfología (proyecto LIFE Ribermine). **Autor:** M.A. Langa. Finalmente, a la derecha (enero de 2022), después de un año y medio de una nueva intervención basada en la geomorfología, mostrando estabilidad frente a la erosión. Más allá del efecto visual, cabe destacar que estos vertederos emitían una enorme cantidad de sedimentos sobre el río Tajo, que precisamente articula este espacio protegido. **Autoría:** DIEDRO.

4. Un poco de historia: restauración y legislación

4.1. La Constitución Española

Dado que todo sistema jurídico tiene su origen en el conjunto de creencias o valores vigentes en una sociedad en un tiempo y un lugar determinado, se utilizará el sistema jurídico como reflejo del marco cultural, económico y social, motor de la evolución histórica del concepto y el valor atribuido a la restauración de espacios degradados en el Estado español.

La vigente Constitución Española de 1978, en el apartado 2 del artículo 45, determina que:

«Los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva».

El hecho de que un artículo de la Carta Magna vincule la gestión de los recursos naturales con la calidad de vida, por una parte, y con la restauración del medioambiente, por otra, supone sin duda un hito histórico, fruto de un largo proceso de toma social de conciencia.

Si el concepto de restauración se restringe a la recuperación de funciones ecosistémicas con repercusiones a escala de paisaje, la restauración ecológica, en sentido estricto, no se ha desarrollado hasta hace tan sólo unas décadas. Sin embargo, es un hecho conocido que las acciones sobre el entorno tendentes a establecer formaciones vegetales persistentes en espacios degradados, como medio para combatir la erosión y propiciar una mayor calidad de las aguas, tiene un origen mucho más remoto.

4.2. La primera iniciativa (siglo VII)

La restauración ecológica tiene en la repoblación forestal su precedente en España que más se remonta en el tiempo. Ahora bien, debe aclararse que, aunque se haya pretendido identificar el concepto actual de restauración con el más antiguo de repoblación forestal, existen notables diferencias de planteamiento entre ambos.

En el año 654 aparece en el libro VIII del Fuero Juzgo visigodo la primera iniciativa legislativa forestal en la península ibérica, aunque hasta la aparición de las Ordenanzas de 1518 no aparecen normas específicas que regulen la reforesta-

ción. En todo caso, hasta el siglo XIX, la normativa forestal pretendía asegurar la persistencia de las masas arbóreas a través de medidas coercitivas basadas en severas penas para preservar un recurso cuyo principal beneficiario era la Marina y no el campesinado. Sin embargo, a pesar de los intereses de la Marina, no se alcanzó la hegemonía de una actividad productiva hasta mediados del siglo XX, manteniéndose hasta entonces un uso múltiple de los bosques.

Fue en el siglo XIX cuando coincidieron los requisitos básicos para poder hablar de una política forestal. A ello contribuyeron diferentes fenómenos producidos durante el siglo XVIII. En primer lugar, las ideas defendidas por Linneo (1707-1778) y, especialmente, Buffon (1707-1788), que promulgaban que el ser humano podía transformar su entorno sin cuestionar el trabajo del creador, abrieron las puertas a nuevos planteamientos sobre los que fundamentar una gestión diferente de los recursos naturales. En segundo lugar, el relevante desarrollo que alcanzó la dasonomía o ciencia forestal «moderna» en Alemania, a finales del siglo XVIII, fundamentó la confianza en que una estrategia adecuada de gestión de los montes aseguraría un uso sostenible de las explotaciones silvícolas, lo cual tuvo una trascendente repercusión en la política forestal española. Al importante influjo de la corriente alemana, se sumó el efecto aglutinante del convencimiento compartido por importantes sectores sociales de que la gestión forestal no era compatible con los deseos de rentabilidad a corto plazo promovidos por la privatización de los montes a finales del siglo XVIII. Estos hechos contribuyeron a fraguar en el siglo XIX la demanda de una estructura administrativa y un cuerpo de especialistas que asegurara la conservación y restauración de los montes comunales. Para ello, se crearon la Dirección General de Montes, en 1837, dependiente del Ministerio de Fomento y la Escuela de Montes en 1848, y se estableció el Cuerpo de Ingenieros de Montes en 1853. Este proceso culminó con la aparición, en 1863, de la primera Ley de Montes.

A las repoblaciones del siglo XIX y comienzos del XX se les reconoce un papel como herramienta restauradora del medio natural, tal como se aprecia en la Ley de Repoblación de Montes de 1877, cuyo Reglamento aparecía en 1878, que establecía que los objetivos prioritarios de las repoblaciones eran contribuir a la mejora de las condiciones climáticas, higiénicas y a la regulación hídrica de las cuencas. Este principio y el de satisfacer necesidades sociales, especialmente las de la población rural, dirigieron las actuaciones de las primeras generaciones de ingenieros de montes. Así, incluso en fechas tan avanzadas como 1945, todavía en el discurso de inauguración del curso de la Escuela de Ingenieros de Montes, pronunciado por el profesor Ceballos (1945), se vierten afirmaciones tales como:

«El forestal biólogo (quizá parezca redundancia) sólo puede aconsejar que se utilice y proteja todo aquello que signifique una progresión hacia el óptimo natural [...].

Cuanto menos nos alejemos de la forma natural del bosque, vario y complejo, con mezclas de edades y de especies, tanto mejor estará garantizada su permanencia, que es, en mi concepto, primordial obligación del forestal.

En contra de lo que muchas gentes creen, el bosque, el verdadero bosque, el que sirve mejor a la economía general, en el que tienen cabida, misión y provecho, propietarios e industriales, leñadores y pastores, artistas y turistas, está muy lejos de ser una masa regular y compacta de árboles iguales, monótona y amorfa, como puede serlo un campo de trigo; [...].

Sin embargo, a partir de mediados del siglo XX, la silvicultura adquirió una orientación económica que favorecía intereses industriales desvinculados de las actividades productivas rurales, institucionalizándose la primacía de los criterios mercantilistas en el sector forestal a partir de la Guerra Civil. En consonancia con este nuevo concepto de silvicultura, aparecieron la Ley del Patrimonio Forestal del Estado (10 de marzo de 1941) y la Ley de Montes (8 de junio de 1957). Las repoblaciones forestales se enmarcaban en un programa general de reconstrucción nacional y sus objetivos, si bien contemplaban la atenuación de procesos erosivos, la protección contra inundaciones, y la recarga de acuíferos, se dirigen principalmente hacia la obtención de beneficios económicos y la creación de empleo. Los nuevos planteamientos, diametralmente alejados de los de la restauración, se resumían en las afirmaciones de las publicaciones de la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial:

«La ordenación forestal tiene como fin regular los aprovechamientos del monte de forma que se haga compatible el máximo rendimiento económico con el mantenimiento, e incluso el incremento, del capital forestal de cada predio. Es, pues, un programa de actuación en el monte para lograr el cultivo forestal de mayor rentabilidad económica».

Imbuido en ese afán productivista, se creó en 1971 el Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (en adelante, ICONA), que pretendía reunir las competencias relacionadas con la gestión de los recursos naturales dispersas hasta entonces en distintos organismos de la Administración. Desde un inicio aparecía la palabra conservación vinculada al propio nombre de la institución, posición en la que se reafirmó con motivo de la XVI Asamblea General de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), celebrada en Madrid en 1984, en la que el ICONA manifestaba que, con su creación como

organismo, se acuñó un concepto de conservación que integraba la reconstrucción del medio natural. Es por ello que, según el ICONA, el plan de repoblaciones ha seleccionado preferentemente especies «paraclimáticas» de la flora autóctona. Queda, sin embargo, la duda sobre su concepto y uso de especies climáticas. La situación alcanzada a finales de la década de los ochenta era insostenible como consecuencia de la contradicción entre los fines institucionales y los objetivos de la política forestal. Aun así, se observa durante la última década del siglo XX una convergencia de criterios entre repoblaciones forestales y restauración de la cubierta vegetal, llegándose a afirmar que no se pueden diseñar planes de repoblación sin integrar la protección del suelo y de los recursos hídricos, la defensa contra incendios, los espacios naturales singulares, la flora y la fauna protegidas, el mantenimiento de un equilibrio biológico, la ordenación de los aprovechamientos forestales, las mejoras de infraestructuras, la integración de la socioeconomía rural, el uso público recreativo, la educación ambiental y la investigación ecológico-forestal. Esta tendencia culminó con la aparición de la Estrategia Forestal Española, en 1999, que persigue como objetivo central la multifuncionalidad y la gestión sostenible desde el reconocimiento del papel crucial de los montes en los procesos ecológicos esenciales, destacando, entre ellos, la preservación de la biodiversidad.

4.3. Transferencia de competencias en medioambiente a las comunidades autónomas

Desde finales de la década de 1980, la emisión de leyes de ordenación y conservación del patrimonio forestal por parte de las comunidades autónomas ha contribuido a confirmar el interés por aquellos objetivos de los planes de reforestación iniciales más próximos a los de la restauración ecológica. En esa tendencia, la Ley 2/1988, de 31 de mayo, de Conservación del Suelo y Protección de Cubiertas Vegetales Naturales, de Castilla-La Mancha, fue, sin duda, pionera. Esta ley dispone que la restauración hidrológico-forestal perseguirá la defensa del suelo y la regulación de los recursos hídricos, para lo cual señala como escenarios prioritarios los espacios afectados por obras civiles, las reforestaciones y las actuaciones de defensa y mejora de cubiertas vegetales.

Ese mismo año, la Ley 6/1988, de 30 de marzo, Forestal de Catalunya, reconocía que a la Administración forestal corresponde la restauración hidrológico-forestal para la corrección de torrentes, arroyos y ramblas, para la contención de aludes, la fijación de dunas y, en general, para el mantenimiento y la defensa del suelo contra la erosión. Esta enumeración de escenarios para la restauración, sin embargo, sugiere un papel de control de procesos naturales más que de restauración de su funcionalidad. Obviamente, no se restaura para contener aludes o fijar dunas. Necesariamente la restauración de sistemas dunares tiene como principal objetivo el restaurar su dinamismo. Con posterioridad a la ley catalana, aparecieron leyes que recogían objetivos semejantes con un menor

grado de definición. Tal es el caso de la Ley Foral 13/1990, de 31 de diciembre, de Protección y Desarrollo del Patrimonio Forestal de Navarra; de la Ley 2/1992, de 15 de junio, Forestal de Andalucía; y de la Ley 16/1995, de 4 de mayo, Forestal y de Protección de la Naturaleza de la Comunidad de Madrid. Como novedad, la Ley 2/1995, de 10 de febrero, de Protección y Desarrollo del Patrimonio Forestal de La Rioja, integra en su texto la restauración de la cubierta vegetal asociada a linderos tras la ejecución de proyectos de concentración parcelaria, recogiendo un objetivo propio de estos proyectos o de normativa específica sobre esta materia (véase, por ejemplo, la Ley 14/1990, de 28 de noviembre, de Concentración Parcelaria de Castilla y León).

Los linderos, descansaderos, majadas, abrevaderos, y cualquier otro elemento asociado ambiental o culturalmente a las vías pecuarias han sido reconocidos desde 1995 como escenarios para la restauración ambiental con el fin de asegurar la adecuada conservación de cañadas, cordeles y veredas (Ley 3/1995, de 23 de marzo, de Vías Pecuarias). Como en ocasiones anteriores, las posteriores emisiones de disposiciones autonómicas refrendan el valor de la restauración en este escenario (Ley Foral 19/1997, de 15 de diciembre, de Vías Pecuarias de Navarra; y Ley 9/1999, de 26 de mayo, de Conservación de la Naturaleza, de Castilla-La Mancha), destacando entre ellas la Ley 8/1998, de 15 de junio, de Vías Pecuarias de la Comunidad de Madrid, que identifica como fin de las medidas de restauración de vías pecuarias el asegurar la biodiversidad y el intercambio genético de la flora y fauna asociada a estos medios.

En contraste con los planteamientos próximos a los propios de la restauración, han aparecido leyes que regulaban la ordenación de los montes públicos y, sin embargo, ignoraban principios ecológicos básicos. Tal es el caso de la Ley 5/1994, de 16 de mayo, de Fomento de Montes Arbolados, de Castilla y León, que sesga la protección y mejora de las formaciones vegetales en función de la dominancia o no de árboles. No es de extrañar, por tanto, que, aunque en el texto de la disposición se identifique como finalidad la conservación y restauración de los terrenos y recursos forestales, se presente como objetivo central el aumento de la superficie arbolada de los montes para su incorporación al uso forestal. En contraste, merece especial atención la Ley 3/1993, de 9 de diciembre, Forestal de la Comunidad Valenciana, dado que en ella se aprecian matices alternativos en la definición de aquellos escenarios en los que serían prioritarias las labores de restauración.

El tratamiento de territorios afectados por incendios forestales ha contribuido a que, al menos en estos medios, se asocie el concepto de repoblación forestal con el de restauración ambiental. Es interesante destacar que, ya en 1978, fecha en la que apareció el *Real Decreto 1279/1978, de 2 de mayo, por el que se aprueba el Reglamento para la aplicación de la Ley 5/1977, de 4 de enero, de Fomento de Producción Forestal*, se incentivaban mediante subvenciones y

créditos los trabajos de restauración de zonas siniestradas como consecuencia de incendios forestales. Entre las obligaciones del ICONA se encontraba la realización de estudios precisos para la restauración de los ecosistemas forestales dañados, declarándose de utilidad pública todas aquellas actuaciones destinadas a la restauración hidrológico-forestal, a la creación y regeneración de pastizales y a la corrección de los cauces de la red de drenaje, en aquellos territorios afectados por incendios forestales (véase el *Real Decreto 2666/1979, de 3 de agosto, por el que se adoptan medidas urgentes para la reconstrucción de las zonas dañadas por los incendios forestales en los términos municipales que se citan de la provincia de Valencia*).

Entre los años 1983 y 1985 se traspasaron las funciones y servicios del Estado en materia de conservación de la naturaleza a las comunidades autónomas de Andalucía, Aragón, Asturias, Baleares, Canarias, Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Catalunya, Comunitat Valenciana, Euskadi, Extremadura, Galicia, La Rioja, Navarra, Madrid y Murcia. Con ello, esta preocupación por la reforestación de espacios afectados por incendios se trasladaba a la normativa autonómica, tal como se puede comprobar en la Ley 3/1988, de 13 de octubre, para la Gestión del Medio ambiente de la Comunidad de Madrid; la Ley Foral 13/1990, de 31 de diciembre, de protección y desarrollo del Patrimonio Forestal de Navarra; la Ley 3/1993, de 9 de diciembre, Forestal de la Comunitat Valenciana; la Ley 2/1995, de 10 de febrero, de Protección y Desarrollo del Patrimonio Forestal de La Rioja; la Ley 16/1995, de 4 de mayo, Forestal y de Protección de la Naturaleza de la Comunidad de Madrid; e incluso en la aparición de normativa específica, como es el caso de la Ley 5/1999, de 29 de junio, de Prevención y Lucha Contra los Incendios Forestales, de Andalucía.

Si consideramos el fuego como factor natural en la dinámica de los ecosistemas mediterráneos, la intervención en espacios afectados por incendios forestales con fines restauradores debería tener un significado semejante al que tendría en territorios que han sido escenario de otras perturbaciones naturales de efectos drásticos, consideradas por el hombre como catástrofes naturales, por sus efectos en la sociedad. Desde el punto de vista ecológico, no existen catástrofes naturales, sino errores de planeamiento territorial en los asentamientos humanos. Así, a pesar de que las avenidas ordinarias y extraordinarias forman parte de la dinámica intrínseca de los ríos, hasta el punto de constituir un evento esencial en la programación espacio-temporal de los protocolos de restauración de riberas, a posteriori se afronta la necesidad de reparar daños, para lo cual se recurre a medidas de urgencia que incluyen acciones de revegetación. Tal fue el caso de las medidas urgentes que se adoptaron para reparar los daños causados por las inundaciones y los temporales que asolaron buena parte de la geografía española entre 1997 y 1998. Medidas entre las que se incluía la restauración hidrológico-forestal en las cuencas hidrográficas afectadas (Reales Decretos Ley 2/1997, 4/1997, 18/1997,

29/1997 y 2/1998, mediante los que se adoptaban diversas medidas urgentes para reparar los daños causados por las inundaciones y temporales). La falta, o quizás imposibilidad, de una planificación territorial que compatibilice los usos con la dinámica de los sistemas naturales queda patente en algunas leyes forestales que incluyen, entre los escenarios en los que las labores de restauración son prioritarias, los terrenos afectados por circunstancias meteorológicas adversas de carácter extraordinario (véase, más arriba, la ley forestal de la Comunitat Valenciana).

Después de los territorios afectados por perturbaciones de gran magnitud, sean incendios o inundaciones, los siguientes escenarios en los que se ha atribuido a la repoblación forestal un valor como herramienta para la restauración ecológica son las zonas agrícolas abandonadas o que han experimentado un cambio de uso en el marco del cambio global. Desde 1988, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación ha fomentado, mediante ayudas a agricultores, lo que se denominaron mejoras territoriales y del medioambiente entre las que se consideran las obras de conservación de suelos y plantaciones protectoras, y restauración de hábitats (Orden de 1 de octubre de 1988 por la que se desarrolla el Real Decreto 808/1987, de 19 de junio, para la mejora de la eficacia de las estructuras agrarias). Es decir, la plantación de ejemplares de especies arbóreas en tierras agrícolas. Posteriormente, con el fin de ayudar a seleccionar especies forestales coherentes con los ecosistemas a restaurar, de forma que las masas forestales llegasen a alcanzar un volumen suficiente como para permitir su gestión racional, se publicó un listado de especies arbóreas, ordenado en función del uso principal de las plantaciones (tabla 3 del Real Decreto 378/1993, de 12 de marzo, por el que se establece un régimen de ayudas para fomentar inversiones forestales en explotaciones agrarias y acciones de desarrollo y aprovechamiento de los bosques en las zonas rurales). Es lamentable que la política de ayudas a la reforestación de tierras agrícolas se base en un listado en el que las numerosas faltas de ortografía y el desorden con que se enumeran las especies seleccionadas sean tan sólo indicios de la completa falta de criterios botánicos, ecológicos y restauradores. Como muestra de esta falta de criterio, esta disposición propone la selección de determinadas especies atendiendo a su producción maderera, lo cual se contradice con el objetivo central del real decreto:

«Efectuar una restauración forestal que permita la implantación de masas forestales adecuadas a los correspondientes ecosistemas».

Se propone el uso de especies exóticas como *Pinus radiata*, *Cedrus sp.*, *Cupressus sp.*, *Gleditschia sp.*, *Larix sp.*, *Picea excelsa*, *Platanus sp.*, *Pseudotsuga sp.*, *Quercus rubra*, *Robinia sp.*, *Sophora sp.* Más grave aún es que la ambigüedad del texto de la

nota al pie del anexo 1 permita interpretar que cualquiera de estas especies, citadas en dicho anexo, puede ser seleccionada no para producción de madera, sino para reforestaciones que persigan como fin principal la restauración. Además, la definición de los fines para lo que se seleccionan las diversas especies es incoherente. Se asocia restauración con creación de masas forestales permanentes. Finalmente, se reúnen en un mismo grupo las especies propuestas por sus maderas valiosas junto con los endemismos y las especies en vías de extinción, sin discriminar entre unas y otras. Probablemente lo más grave sea que, tres años después, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación emitiera un nuevo *Real Decreto 152/1996, de 2 de febrero, por el que se establece un régimen de ayudas para fomentar inversiones forestales en explotaciones agrarias y acciones de desarrollo y aprovechamiento de los bosques en las zonas rurales*, con el mismo fin, establecer un régimen de ayudas para fomentar las inversiones forestales en explotaciones agrarias, en el que aparece publicado el mismo listado de especies, sin corrección alguna, cuando tan sólo un año antes, este mismo ministerio acababa de publicar la primera aproximación al Catálogo Nacional de Hábitats y Especies de Interés Comunitario.

Este desconocimiento de los principios básicos de la restauración se repite en otras disposiciones en materia de reforestación de tierras agrícolas. Así, el *Real Decreto 1091/1990, de 31 de agosto, por el que se amplía el perímetro de la zona regable Centro de Extremadura (Badajoz-Cáceres), primera fase, y se aprueba el Plan General de Transformación de dicha zona*, que dictaminaba la transformación en regadío de amplias extensiones en Extremadura para la producción de maíz, tomate, girasol, arroz, algodón y cultivos hortofrutícolas, exigía, paradójicamente, un plan paralelo de restauración ambiental y ecológica. A la redundancia ambiental y ecológica, se suma el desconocimiento que se manifiesta al proponer como acciones independientes la plantación de árboles en las riberas y la restauración ecológica. Como ocurriera en el caso anterior, años después sucesivas disposiciones repitieron exactamente el mismo texto sin corrección alguna (*Real Decreto 61/1994, de 21 de enero, por el que se aprueba el Plan General de Transformación de los sectores VI, VII, VIII, IX, X y XI, de la subzona del canal del Porma [margen izquierda, segundo tramo], de la zona regable del embalse de Riaño, primera fase [León]*; y *Real Decreto 4/1996, de 15 de enero, por el que se aprueba el Plan General de Transformación de la primera fase, primera parte -área Esla- de la subzona Payuelos, zona regable del embalse de Riaño, primera fase [León]*).

A comienzos del presente siglo XXI, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación emitió el Real Decreto 6/2001, de 12 de enero, sobre Fomento de la Forestación de Tierras Agrícolas, para el fomento de la forestación de tierras agrícolas. En él se derogaban los reales decretos anteriores en esta materia, comentados más arriba, se promocionaba la reforestación en aquellas tierras que hubieran tenido un aprovechamiento agrícola o ganadero de forma regular durante los últimos diez años y, para ello, se recomendaba, de una manera imprecisa, la selección de especies arbóreas frondosas, resinosas, cualquier otra de crecimiento lento, o especies

arbusivas, quedando la aceptación final de las especies seleccionadas pendiente del dictamen de las comunidades autónomas correspondientes.

4.4. Legislación minera, otro precedente

No fue, sin embargo, la repoblación forestal el único precedente histórico del artículo 45 de la Constitución Española de 1978. Un referente inmediato fue la Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas (en adelante, Ley de Minas), aunque no se desarrolló normativa específica sobre restauración de espacios naturales afectados por actividades extractivas hasta el *Real Decreto 2994/1982, de 15 de octubre, sobre restauración de espacio natural afectado por actividades mineras, y el Real Decreto 1116/1984, de 9 de mayo, sobre restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos*. Desde estas disposiciones, en explotaciones a cielo abierto y en aquellos casos de minas de interior en los que las instalaciones o trabajos en el exterior alterasen sensiblemente el espacio natural, quienes realizasen el aprovechamiento de estos recursos quedaban obligados a ejecutar trabajos de restauración del espacio afectado por las labores mineras. Incluso en caso de abandono de las labores por parte del titular de la explotación, no se aceptaría su renuncia en tanto no cumpliera íntegramente el plan de restauración.

Es destacable que la Generalitat de Catalunya se anticipó al desarrollo de la normativa estatal en materia de minas, al emitir la *Ley 12/1981, de 24 de diciembre, por la que se establecen normas adicionales de protección de los espacios de especial interés natural afectados por actividades extractivas*, adelantándose dos años al traspaso de funciones del Estado en materia de medioambiente. La ley catalana de protección de espacios de especial interés natural afectados por actividades extractivas obligaba al titular a constituir una fianza que garantizara la ejecución de los trabajos de restauración antes de iniciar la explotación. Sin embargo, incluso con anterioridad a la aparición de estos reales decretos, ya se venían realizando en España labores de restauración de cortas de carbón siguiendo experiencias previas desarrolladas en Alemania. Tal es el caso de los trabajos iniciados en 1980 por el equipo dirigido por Concha Val y Aníbal Gil en la mina a cielo abierto de As Pontes (A Coruña), propiedad de Endesa. Este caso está recogido entre los ejemplos de la Guía Práctica de Restauración Ecológica (Mola, Sopeña y De Torre, 2018).

La importancia que se reconoce a los planes de restauración queda manifiesta en la *Orden de 13 de junio de 1984 sobre normas para la elaboración de los planes de explotación y restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos*, según la cual el propio plan de explotación debe tener en cuenta para su ejecución coordinada las acciones de restauración, de forma que los trabajos se lleven tan adelantados como sea posible, en la medida en que se efectúe la explotación. El plan de restauración, según la normativa reguladora del régimen de la minería,

debía incluir un programa de restauración que detallara la reconstrucción del suelo, la revegetación, las medidas para evitar la erosión, para la protección del paisaje y las aguas, e incluso debía contemplar las agresiones al medio socioeconómico o cultural.

Desde la emisión de esta normativa hasta la actualidad, el objetivo de la redacción y ejecución del plan de restauración debe ser el devolver a los terrenos las posibilidades de utilización que tuvieron previas a la explotación. Sin embargo, se acepta un acondicionamiento alternativo, que confiera al terreno un aprovechamiento distinto, en los casos en que la restauración suponga un coste económico excesivo o en los que se haya producido una potencial mejora de las posibilidades de utilización a juicio del órgano administrativo competente. El concepto de potencial mejora es discutible. Valgan como ejemplo de lo que se ha aceptado como «mejora» el aprovechamiento de la mina de hierro de Cabárceno (Cantabria) como parque zoológico, o la explotación de las cortas metálicas de Riotinto (Huelva) como atracción turística.

Aunque esta legislación impuso el deber de restaurar, su aplicación a las explotaciones conocidas como canteras tiene importantes fisuras que la hacen inviable. El problema reside en que las exigencias de los planes de restauración parecen ser excesivamente complejas para las características de las canteras (poca extensión, limitada duración de la explotación, valor de los materiales extraídos). La solución propuesta para estos casos por la doctrina es la remisión a la Ley de Minas, que prevé la posibilidad de que las corporaciones locales autoricen la explotación de recursos y controlen el cumplimiento de una restauración del espacio a la medida de las características de la cantera. Las dificultades que esta vía encuentra a la hora de adecuar las normas sancionadoras al incumplimiento de la obligación de restauración en las explotaciones de poca entidad motivaron la emisión de la *Circular 1/1990, de 26 de septiembre, Contribución del Ministerio Fiscal a la investigación y persecución de los delitos contra el medioambiente*. Sucesivas órdenes emitidas durante 1992 (Orden de 20 de julio de 1992 y Orden de 31 de julio de 1992) fomentaron, mediante ayudas, la realización de estudios, proyectos o acciones de restauración del medioambiente en zonas afectadas por antiguas actividades mineras no energéticas, entre las que se incluían las canteras. Cabe destacar, como modelo de restauración geomorfológica y biológica, la restauración de la cantera de arenas silíceas en La Revilla (sierra del Guadarrama, Segovia) realizada por el equipo del doctor Martín Duque a partir de 1995 (Martín-Duque *et al.*, 2012).

La normativa referente a espacios mineros se adelantó a la específica de evaluación de impacto ambiental. Incluye de forma explícita y como infracción grave (Ley de Minas): «(i) La inadecuada conservación y mantenimiento de las explotaciones e instalaciones si de ello puede resultar un riesgo grave para las personas o el medio ambiente», así como «(ii) El incumplimiento de las

obligaciones incluidas en el Plan de Restauración sin la autorización del órgano que lo aprobó, incluyendo la obligación de constituir y mantener la garantía suficiente para su cumplimiento en la cuantía y plazo fijados». Luego se trata de la primera legislación de un sector económico que incluye la obligatoriedad de restaurar, si bien no se desarrolla cómo debe ser la restauración. Posteriormente, los Reales Decretos mencionados quedaron derogados con la aprobación del *Real Decreto 975/2009 de 12 de junio sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras*, el cual, a su vez, es modificado por el RD vigente en la actualidad, el Real Decreto 777/2012, de 4 de mayo. Este RD, más avanzado y detallado, regula los requisitos y contenidos que deben incluir los Planes de Restauración minera», siempre con el objetivo de: «(...) prevenir o reducir en lo posible cualquier efecto negativo sobre el medio ambiente y sobre la salud de las personas». Este RD indica además que la rehabilitación del espacio y la explotación deben coordinarse y avanzarse en conjunto y que las medidas adoptadas para ello: “(...) estarán basadas en las mejores técnicas disponibles (...)”, lo que permite el uso de nuevas técnicas y conocimientos científicos que surjan por el avance de los estudios en el ámbito de la restauración.

4.5. Evaluación de impacto ambiental

Entre los años cincuenta y setenta del siglo pasado se produjeron una serie de conflictos ambientales en el ámbito de las economías desarrolladas que implicaron una respuesta social sin precedentes en lo que a la forma de relacionarse el hombre con su entorno se refiere:

- Dentro de la denominada revolución verde tras la Segunda Guerra Mundial se fabricaron y emplearon numerosos pesticidas, en particular el dicloro difenil tricloroetano (DDT). Esta sustancia producía unos efectos ecológicos (Carson, 1962) y para la salud humana muy negativos.
- Proliferación de vertederos y vertidos de sustancias peligrosas para los ecosistemas y la salud humana. Destacando el primer gran vertido de petróleo y consiguiente marea negra en un país desarrollado: Santa Bárbara en 1969 (California-Estados Unidos).
- Desarrollo de las redes de autopistas y ferrocarriles, infraestructuras hidráulicas que inundaron amplias zonas, y otras grandes infraestructuras.

Sus impactos ambientales suscitaron alarma social sobre el modelo de desarrollo de la sociedad moderna y sus efectos sobre el medioambiente y la salud de las personas. Esta presión social tuvo una respuesta política que se plasmó en la primera legislación de evaluación de impacto ambiental, aprobada en Estados Unidos el 1 de enero de 1970, denominada NEPA (*National Environmental Policy Act*). Esta legislación ha servido de modelo para el desarrollo de legislaciones ambientales en más de cien países en todo el mundo. En el caso particular de la Unión

Europea, no se aprobó hasta 1985, con la *Directiva 85/337/CEE, del Consejo, de 27 de junio de 1985, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medioambiente*. Algunos países miembros ya tenían desarrolladas legislaciones nacionales con anterioridad, como Alemania (1975), Francia (1976), Luxemburgo (1978) y Países Bajos (1981). Resulta llamativo el retraso de quince años en la Unión Europea respecto a Estados Unidos en esta materia (García Leyton, 2004). En el caso de España, no sería hasta 1986, cuando se traspone esta directiva de la Unión Europea a la legislación nacional en forma del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental, cuando entra en vigor este tipo de legislación. Posteriormente se articula en el reglamento publicado en el *Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental*. Se reconocía en este decreto que son riesgos ambientales graves la destrucción de especies protegidas o en vías de extinción, de valores singulares botánicos, faunísticos, edáficos o paisajísticos, la obstrucción de la reproducción de especies protegidas, la pérdida de la diversidad biológica, la regresión de valores edáficos, el favorecimiento de procesos erosivos incontrolables, la alteración de valores tradicionales o el empleo de especies no incluidas en las escalas sucesionales naturales de la vegetación correspondiente a la estación a repoblar. La normativa exige que la evaluación de impacto ambiental establezca las medidas protectoras y correctoras, cuyo objetivo será el de eliminar los efectos ambientales negativos o, en su defecto, el de compensarlos mediante acciones de restauración.

Volviendo al tema forestal y en particular a las repoblaciones, entre los proyectos públicos o privados sujetos a la obligación de realizar estudios que permitan estimar los efectos de su ejecución sobre el medioambiente, se incluyeron las «primeras repoblaciones forestales cuando entrañasen riesgos de graves transformaciones ecológicas negativas». Las normas definían primeras repoblaciones como todas las plantaciones o siembras de especies forestales que se realicen en terrenos que durante los últimos cincuenta años no han estado cubiertos por árboles de las mismas especies que se tratan de introducir, y todas aquellas que se ejecuten sobre terrenos que en los últimos diez años han estado desarbolados.

La evaluación de impacto ambiental incluirá un programa de vigilancia ambiental que garantice el cumplimiento de estas medidas. Sin embargo, hasta 1999, no se editó un protocolo para la redacción de programas de vigilancia ambiental. En este manual, diseñado para el entorno de carreteras, se contempla la vigilancia de la protección de especies y comunidades vegetales singulares, la revisión de las medidas de restauración de la cubierta vegetal descritas en el proyecto, el control de la retirada, acopio y extendido de tierra vegetal, el control de siembras, hidrosiembras, plantaciones y trasplantes, y la vigilancia de medidas contra incendios.

En los años inmediatamente anteriores y posteriores a la emisión de los decretos sobre evaluación de impacto ambiental, aparecieron varias leyes con incidencia en la restauración y en particular de la cubierta vegetal. En esas fechas, se publicó la Ley 20/1986, de 14 de mayo, Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos, que se articula en el *Real Decreto 833/1988, de 20 de julio, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de la Ley 20/1986, Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos*, que obliga a los infractores responsables del abandono de estos residuos a acometer y sufragar cuantos trabajos sean necesarios para la restauración del medioambiente alterado por esta causa. Esta ley incluye buena parte de las medidas que se contemplarían años después en el Plan Nacional de Suelos Contaminados (*Resolución de 28 de abril de 1995, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados*), cuyo objetivo es el saneamiento y recuperación de suelos contaminados en todo el Estado español. En 1996 se firmaron los correspondientes convenios de colaboración del Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente con la mayoría de las comunidades autónomas (Andalucía, Aragón, Asturias, Cantabria, Castilla y León, Catalunya, Comunitat Valenciana, Extremadura, Galicia, La Rioja, Madrid y Murcia). Este principio se ratificó en la ulterior Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, que además definía «restauración» como la reposición de las cosas al ser y estado anterior a la infracción. La nueva ley dedica especial atención a la obligación de recuperación de suelos contaminados, lo cual es notable si se tiene en cuenta que tres días después de su publicación en el *Boletín Oficial del Estado*, en abril de 1998, se produjo la rotura de la balsa de estériles de la mina de explotación de pirita, propiedad de la empresa sueco-canadiense Boliden-Apirsa. Este accidente disparó, justificadamente, la emisión de normativa estatal y autonómica, así como impulsó el diseño de estrategias de descontaminación de suelos y restauración ecológica en la cuenca del Guadiamar dentro del macroproyecto denominado Corredor Verde del Guadiamar. A este respecto se presenta dentro del porfolio de casos prácticos el proyecto sobre este caso, [GUADIAMAR](#), por si el lector tiene interés en su consulta.

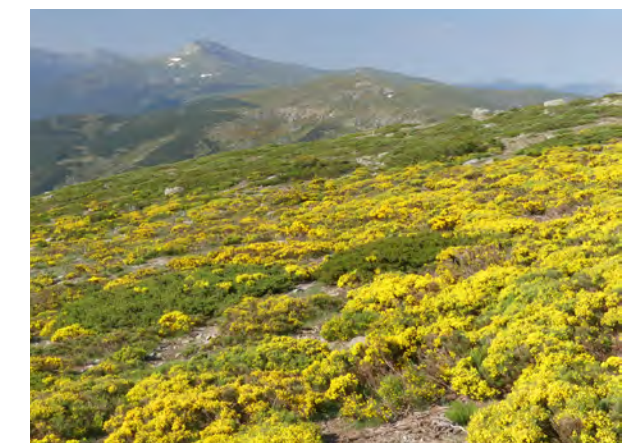
Al margen de las superficies afectadas por escapes de residuos tóxicos, el escenario relacionado con residuos que presenta un mayor interés para la restauración es el que originan las acciones de sellado y recuperación de vertederos de residuos sólidos. En 1993 la Comunidad de Cantabria emitió, con el rango de Ley 8/1993, de 18 de noviembre, del Plan de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos de Cantabria, su Plan de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos, entre cuyos objetivos se encontraba el clausurar, sellar y restaurar los vertederos incontrolados existentes. La Xunta de Galicia emitió una ley equivalente años después (Ley 10/1997, de 22 de agosto, de Residuos Sólidos Urbanos de Galicia), que introducía como novedad la creación de un Fondo de Restauración de Espacios Degradados, que se dedicaba a financiar las operaciones necesarias

para regenerar el terreno afectado por vertidos incontrolados o por el depósito inadecuado de residuos sólidos urbanos. Finalmente, en el año 2000 apareció el Plan Nacional de Residuos Urbanos (*Resolución de 13 de enero de 2000, de la Secretaría General de Medio Ambiente, por la que se dispone la publicación del Acuerdo de Consejo de Ministros, de 7 de enero de 2000, por el que se aprueba el Plan Nacional de Residuos Urbanos*), que regulaba esta materia a nivel estatal. Este plan contemplaba el sellado, clausura y restauración ecológica de casi tres mil setecientos vertederos incontrolados aún existentes y su sustitución por unos ciento cincuenta vertederos, que cumplirían los requisitos exigidos por la nueva Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al Vertido de Residuos. Asimismo, se programaba el sellado y restauración de aproximadamente cinco mil vertederos incontrolados en desuso. Cabe destacar que es esta la única disposición que existe en esta materia, y de las pocas en el sistema jurídico español, en las que aparece explícitamente el término «restauración ecológica».

4.6. Los espacios naturales protegidos

Estos lugares constituyen, sin duda, el marco en el que la restauración ecológica alcanza un mayor grado de exigencia tanto en la base científica de los protocolos propuestos como en la minimización de los impactos derivados de los métodos y técnicas empleadas. El primer espacio natural protegido en el Estado español fue el Parque Nacional de la Montaña de Covadonga, en 1918 (*figura III*), cuarenta y seis años después de que se declarara el primer espacio natural protegido del mundo, el Parque Nacional de Yellowstone, en Estados Unidos de América. A pesar de estos inicios tempranos, fue en 1984 cuando, con la aparición del Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional del Teide (*Real Decreto 2423/1984, de 14 de noviembre, por el que se aprueba el plan rector de uso y gestión del Parque Nacional del Teide*), se iniciaba una sucesión de planes rectores de espacios naturales protegidos que contemplaban entre sus objetivos generales la restauración, en lo posible, de los ecosistemas alterados por el hombre. No se debe olvidar que casi todos los hábitats son seminaturales, por lo que en caso de eliminar alguna perturbación antrópica, se deben valorar sus consecuencias en el sistema. El Plan Rector del Parque Nacional de Doñana (*Real Decreto 2421/1984, de 12 de diciembre, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Doñana*) incluye este mismo objetivo, al tiempo que es el primero en el que se prohíbe de forma taxativa la introducción de especies exóticas. El Plan Rector del Parque Nacional de Garajonay (*Real Decreto 1531/1986, de 30 de mayo, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Garajonay*) desarrolla estos puntos al exigir la elaboración de un plan especial de restauración. A estos objetivos, el Plan Rector del Parque Nacional de Timanfaya (*Real Decreto 1621/1990, de 14 de diciembre, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Timanfaya*) suma la restauración de zonas afectadas por huellas de vehículos

incontrolados, por extracciones de material volcánico, así como la restauración paisajística de espacios afectados por construcciones en desuso. Este plan afirma que los objetivos de la gestión no sólo han de perseguir la preservación de la diversidad genética de las especies autóctonas, sino incluso el mantenimiento de los procesos naturales de sucesión ecológica. Sucesivos planes rectores y declaraciones de espacios naturales protegidos identifican nuevos escenarios para la restauración ecológica de especial relevancia local. Así, la declaración como parque regional de los cursos bajos de los ríos Manzanares y Jarama (*Ley*



➤ **Figura III.** En la parte superior, el lago Ercina y macizo de Peña Santa al fondo, en el Parque Nacional de la Montaña de Covadonga, actual Parque Nacional de Picos de Europa. **Autor:** Roberto García Ramos. Abajo a la izquierda Parque Nacional de Timanfaya y a la derecha, Parque Nacional Sierra de Guadarrama. **Autor:** Ignacio Mola.

6/1994, de 28 de junio, sobre el Parque Regional en torno a los ejes de los cursos bajos de los ríos Manzanares y Jarama) exige la restauración de las graveras; el Plan de Ordenación de Recursos Naturales de Picos de Europa (*Real Decreto 640/1994, de 8 de abril, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Picos de Europa*) exige la restauración de minas, canteras y cualquier otra área degradada por actividades extractivas presentes o pretéritas; el Plan Rector del Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera (*Real Decreto 277/1995, de 24 de febrero, por el que se aprueba el Plan rector de uso y gestión del Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera*) es el único que contempla la eliminación mediante técnicas selectivas y previo estudio del impacto sobre el ecosistema de una especie exótica, en concreto, de *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br. (**figura IV**), así como la vigilancia de la invasión de especies foráneas, especialmente de *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, en las comunidades marinas. Destaca por el detalle y rigor en la definición de objetivos el Plan Rector del Parque Nacional de la Montaña de Covadonga (*Real Decreto 2305/1994, de 2 de diciembre, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de la Montaña de Covadonga*).

Sin embargo, la mayoría de las declaraciones, planes rectores y de ordenación se limitan a enunciar sucintamente la exigencia de restaurar espacios alterados dentro de los límites del espacio protegido. Es grave que la Ley 8/1999, de 27 de octubre, del Espacio Natural de Doñana, emitida por la Junta de Andalucía, establezca que la obligación de restaurar espacios y procesos ecológicos alterados prescribe a los diez años si la alteración es fruto de infracciones muy graves; a los cinco años, si los daños fueron causados por la comisión de infracciones graves; y a los dos años, si fueron debidas a infracciones leves. Contrasta esta permisividad en un espacio natural protegido con el hecho de que restaurar zonas verdes urbanas dañadas por actuaciones ilegales en otras comunidades autónomas no está sujeto a plazo alguno de prescripción (Ley Foral 10/1994, de 4 de julio, de Ordenación del Territorio y Urbanismo). En otros espacios naturales protegidos, no se considera la restauración como herramienta para la conservación. El texto de la disposición se limita a prohibir la alteración del entorno, incluyendo entre las medidas la prohibición de la liberación o introducción deliberada de especies ajenas a los ecosistemas del espacio natural protegido. Ejemplos de ello son la Declaración del Parque Nacional de los Picos de Europa (Ley 16/1995, de 30 de mayo, de declaración de Parque Nacional de los Picos de Europa), o la del Parque Nacional de Cabañeros (Ley 33/1995, de 20 de noviembre de 1995, de declaración del Parque Nacional de Cabañeros).

Con el fin de combatir esta disparidad de criterios, se aprueba en 1999 el Plan Director de la Red de Parques Nacionales (*Real Decreto 1803/1999, de 26 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Director de la Red de Parques Nacionales*),

que pretende desarrollar un programa de acción común para la mejora de la situación de la biodiversidad amenazada, de la reintroducción de especies desaparecidas, y de la restauración de hábitat y erradicación de especies introducidas.

4.7. Protección del patrimonio natural

Frente a toda esta normativa vinculada a espacios protegidos, apareció en el año 1989, por primera vez en el ordenamiento jurídico español, un plan de ordenación y conservación de recursos naturales que no estaba circunscrito a estos Lugares. Fruto de la trasposición al ordenamiento jurídico español de una parte de la *Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril, relativa a la conservación de las aves silvestres* surge la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, suponía un hito en la historia del patrimonio natural en España, tal como se desprende del texto de esta disposición:

«En las sociedades altamente industrializadas de nuestro tiempo se ha extendido, desde hace ya algunos años, la preocupación de los ciudadanos y de los poderes públicos por los problemas relativos a la conservación de la naturaleza. El agotamiento de los recursos naturales a causa de su explotación económica incontrolada, la desaparición en ocasiones irreversible de gran cantidad de especies de la flora y la fauna y la degradación de aquellos espacios naturales poco alterados hasta el momento por la acción del hombre, han motivado que lo que en su día fue motivo de inquietud solamente para la comunidad científica y minorías socialmente avanzadas se convierta hoy en uno de los retos más acuciantes. Superados históricamente los criterios que preconizaron un proceso de industrialización, la necesidad de asegurar una digna calidad de vida para todos los ciudadanos obliga a admitir que la política de conservación de la naturaleza es uno de los grandes cometidos públicos de nuestra época».

Una vez aprobada la *Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*, surge su trasposición al ordenamiento jurídico español mediante el *Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*, y su modificación en el *Real Decreto 1193/1998, de 12 de junio, por el que se modifica el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales*

y de la fauna y flora silvestres, contribuyen a garantizar la conservación de la biodiversidad mediante la protección de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Entre los criterios de evaluación de un hábitat o de una especie se considera el grado de conservación de la estructura y funciones del hábitat y su posibilidad de restauración.

El hecho de que entre 1983 y 1985 se hubieran traspasado las funciones y servicios del Estado en materia de conservación de la naturaleza a las comunidades autónomas posibilitó que, desde 1985, es decir, antes de la aparición de la ley estatal de conservación de espacios naturales y de la flora y fauna silvestres, y hasta 1999, diversas comunidades autónomas emitieran normativa sobre espacios naturales protegidos en las que se identificaba la restauración como objetivo. Así, la Ley 12/1985, de 13 de junio, de Espacios Naturales, de Catalunya, claro precedente de la ley estatal, identifica entre sus objetivos el de restaurar la diversidad genética, la riqueza y productividad de los espacios naturales, lo cual deberá ser compatible con el desarrollo y



➤ **Figura IV.** Uñas de gato (*Carpobrotus edulis*) con su peculiar floración fucsia, entre diversas especies nativas: mechón de vieja (*Stipa capensis*), siempre viva (*Helichrysum stoechas*) y bolaga (*Thymelaea hirsuta*) en la Reserva Marina de la Isla de Tabarca en Alicante. **Autor:** Ignacio Mola.

utilización de los recursos naturales y ambientales, en el marco de la protección del medio y de la ordenación racional y equilibrada del territorio. La Ley 3/1988, de 13 de octubre, para la Gestión del Medioambiente de la Comunidad de Madrid, atribuye a la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid la responsabilidad de desarrollar las acciones públicas oportunas en materia de restauración del medioambiente, entre las que se reseñan el establecimiento de directrices relativas a la restauración de equilibrios biológicos y del paisaje, la elaboración y ejecución de proyectos de restauración natural y tratamiento paisajístico de áreas degradadas y terrenos improductivos gravemente alterados por el hombre, y la restauración de zonas forestales afectadas por incendios que incidan en el equilibrio ecológico del medio. Además de esta ley, la Comunidad de Madrid emite una disposición adicional para la protección y restauración de los sistemas geo-biológicos de embalses y zonas húmedas (Ley 7/1990, de 28 de junio, de Protección de Embalses y Zonas Húmedas de la Comunidad Autónoma de Madrid). Finalmente, en 1991, emite la Ley 10/1991, de 4 de abril, para la Protección del Medioambiente, en la que se afirma que es la propia sociedad la que está tomando conciencia de la necesidad de preservar y restaurar el medioambiente, como condición indispensable para mejorar la calidad de vida. Esta ley reconoce que la corrección *a posteriori* de los daños causados al medioambiente es, con frecuencia, muy difícil y costosa.

Recogiendo objetivos y exigencias semejantes a las de sus predecesoras, aparecieron en años posteriores la Ley 8/1991 de Castilla y León, la Ley 16/1994 de Euskadi, la Ley 12/1994 de Canarias, la Ley 11/1994 de la Comunitat Valenciana, la Ley Foral 9/1996 de Navarra, la Ley 6/1998 de Aragón, la Ley 8/1998 de Extremadura y la Ley 9/1999 de Castilla-La Mancha. Destaca entre ellas, la Ley 3/1998, de 27 de febrero, General de Protección del Medio Ambiente del País Vasco, que contempla la restauración de suelos contaminados, de espacios degradados y la rehabilitación de hábitats de interés para la conservación de especies amenazadas, así como la protección de las aguas y del litoral basándose en los principios de conservación y restauración de la biodiversidad, funcionalidad y procesos ecológicos de los ecosistemas acuáticos y ribereños.

El referente de la restauración de riberas en el sistema jurídico es la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, cuya concepción restrictiva de la ribera ha condicionado el ámbito de actuaciones de restauración posteriores, como se desprende, por ejemplo, de la promoción de medidas de restauración de márgenes fluviales limitadas a la zona de policía en la Cuenca del Júcar (*Orden de 13 de agosto de 1999 por la que se dispone la publicación de las determinaciones de contenido normativo del Plan Hidrológico de Cuenca del Segura, aprobado por el Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio*). Límites que se sobrepasan cuando el escenario de las acciones de restauración son las actividades extractivas de materiales granulares, graveras, en las llanuras de inundación (véase, por ejemplo,

la *Orden de 13 de agosto de 1999 por la que se dispone la publicación de las determinaciones de contenido normativo del Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro, aprobado por el Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio*).

La preocupación por la restauración de riberas se plasmó en la legislación autonómica. Son las leyes que regulan la pesca fluvial, frecuentemente vinculadas a la regulación de la caza, las que reconocen el valor de la restauración de estos hábitats. En esta materia fue pionera la Ley 6/1992, de 18 de diciembre, de Protección de los Ecosistemas Acuáticos y de Regulación de la Pesca en Castilla y León, en la que se declaraba de interés público la restauración de la vegetación natural en los cauces y márgenes de las masas de agua. Otras comunidades autónomas se pronunciaron de forma semejante en el texto de sus leyes. Tales son los casos de las leyes de pesca fluvial: Ley 1/1992, de 7 de mayo, de Pesca Fluvial, de Castilla-La Mancha; Ley 8/1995, de 27 de abril, de Pesca, de Extremadura; Ley 3/1998, de 11 de diciembre, de la Pesca Fluvial, de Asturias; y Ley 2/1999, de 24 de febrero, de Pesca en Aragón. Navarra, primero, con la emisión de la Ley Foral 2/1993, de 5 de marzo, de Protección y Gestión de la Fauna Silvestre y sus Hábitats, y la Región de Murcia después, pero con mayor precisión, con su Ley 7/1995, de 21 de abril, de la Fauna Silvestre, Caza y Pesca Fluvial, realizan importantes aportaciones. Así, se especifica que, ante situaciones de desequilibrio ecológico, tales como barreras ecológicas, hábitats alterados o vertidos incontrolados, la Administración regional fomentará la restauración de todos aquellos elementos que diversifican el espacio rural, fundamentalmente la vegetación autóctona, los ribazos, regatos, setos arbustivos y arbóreos, zonas y líneas de arbolado y cuantos elementos puedan ser significativos para la conservación de la fauna silvestre.

Lamentablemente, la preocupación por la restauración de los ecosistemas ribereños, presente en la normativa autonómica en materia de pesca fluvial, no se refleja de forma paralela en la referente a pesca marítima. Si bien se parte de una Ley de Costas (Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, y *Real Decreto 1471/1989, de 1 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento general para desarrollo y ejecución de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas*) que determina la extensión del dominio público marítimo-terrestre desde una óptica integradora, acertada desde una perspectiva ecológica, y que señala el interés de la restauración de este entorno, la Ley 3/2001, de 26 de marzo, de Pesca Marítima del Estado, no reconoce papel alguno a la restauración ambiental. Este hecho contrasta con el efecto negativo de los arrastreros que trabajan cerca de la costa, de las extracciones de arenas, y de la invasión de especies foráneas sobre hábitats marinos de gran importancia biológica, en especial sobre las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, esenciales para que numerosas especies completen sus ciclos vitales. Aunque la Ley 3/2001 no identifica las medidas correctoras de los efectos deletéreos producidos por especies marinas invasoras, sí establece la necesidad de controlar la introducción de especies foráneas de cualquier talla y ciclo vital, así como de esporas o individuos

de dichas especies. Esta medida tiene su referente en la *Orden APA/138/2023, de 15 de febrero, por la que se dispone la cancelación de la inscripción de diversas variedades de distintas especies en el Registro de Variedades Comerciales*, emitida por el propio Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, que ya reconocía los riesgos que la presencia del alga introducida *Caulerpa taxifolia* suponía tanto para el ecosistema en general como para los recursos de interés pesquero en particular. Los efectos potenciales de las invasiones de esta especie sobre la pesca han generado preocupación en diversas Administraciones autonómicas. Valga como ejemplo de ello la Ley 9/1998, de 15 de diciembre, de Pesca Marítima de la Comunidad Valenciana, que prohíbe expresamente su introducción y comercialización.

Muy escasa es la normativa que regula las actividades cinegéticas. Sin embargo, todo lo más se establece la obligatoriedad de que los estudios de evaluación de impacto ambiental incluyan un plan de medidas de restauración o minoración de impactos producidos por la caza (Ley 4/1996, de 12 de julio, de Caza de Castilla y León); o se expresa el interés de fomentar acciones de mejora del hábitat adecuado para las especies cinegéticas (Ley 9/1998, de 2 de julio, de Caza de La Rioja).

4.8. Compromisos voluntarios y certificaciones

Hasta este punto, se han utilizado como referente histórico de la evolución del concepto y aplicación de la restauración en España las sucesivas disposiciones del ordenamiento jurídico de obligado cumplimiento. Sin embargo, a partir de finales de la década de 1990 aparece por primera vez en España normativa ambiental de adhesión voluntaria con importantes implicaciones históricas en la adopción de nuevos criterios y escenarios para la restauración de la cubierta vegetal. Este fenómeno tiene su origen en la Conferencia de Río de 1992, tras la que la Unión Europea asumió los principios y compromisos del desarrollo sostenible en su Quinto Programa de Acción Comunitaria, para el periodo 1993-2000. La novedad frente a anteriores iniciativas radicó en que la excelencia de las empresas en la gestión de aquellas labores con incidencia sobre el medioambiente se articulaba como un instrumento de mercado. Así, para que las empresas pudieran adquirir un reconocimiento por su sensibilidad ambiental que les permitiera diferenciarse de la competencia, se crea en el *Reglamento (CEE) n.º 1836/93 del Consejo, de 29 de junio de 1993, por el que se permite que las empresas del sector industrial se adhieran con carácter voluntario a un sistema comunitario de gestión y auditorías medioambientales* (EMAS), que consiste en un esquema de ecogestión y ecoauditoría en el que la empresa asume voluntariamente obligaciones medioambientales a cambio de un reconocimiento público. Esta iniciativa innovadora de certificación de la gestión medioambiental de empresas se tradujo en la emisión en España de la norma UNE 77-801. Normas semejantes se emitieron en paralelo en otros países hasta que, en 1996, se aprobó la norma internacional sobre sistemas de gestión

medioambiental ISO 14001, que anulaba la vigencia de las normas nacionales. La primera empresa que obtuvo la acreditación por parte de la Administración central como verificadora medioambiental en España fue AENOR, cuya actividad había comenzado en 1995 constatando el grado de implantación entre las empresas españolas de la norma UNE 77-801, y continuó a partir de 1997 utilizando como referente la norma ISO-14001.

Los sistemas de gestión ambiental fueron inicialmente diseñados e implementados en procesos industriales, actividad cuya repercusión sobre la restauración es limitada. Sin embargo, en el año 1997, la empresa española Ferrovial se convertía en la primera constructora europea que implantaba un sistema de gestión medioambiental normalizado de acuerdo con el estándar ISO-14001 y certificado por AENOR. Ese mismo año, el Ministerio de Medio Ambiente emitió la *Orden de 14 de octubre de 1997 por la que se fijan los criterios de modificación de los pliegos de cláusulas administrativas particulares que han de regir la contratación en el Ministerio de Medio Ambiente para incluir la valoración ambiental como exigencia objetiva de resolución de los concursos que se convoquen*. Según esta orden, estos pliegos deben incluir la valoración ambiental como exigencia objetiva de resolución de los concursos para la adjudicación de obras, asistencias técnicas, servicios y suministros. Se abría así el camino que luego seguirían otras constructoras en el que las responsabilidades ambientales que hasta entonces eran exclusivas de los poderes públicos son progresivamente compartidas de una forma activa por las empresas que incorporan los sistemas de gestión medioambiental. Esta participación se concreta en que estos sistemas no sólo garantizan el cumplimiento de la normativa en materia medioambiental, sino que suponen un compromiso de mejora continua del comportamiento ambiental de la empresa, que se materializa en la revisión continua de la interacción de sus actividades con el medioambiente y la elaboración de objetivos concretos de mejora ambiental, todo lo cual conduce a la definición y aplicación de criterios operacionales de excelencia creciente.

4.9. Las ciudades

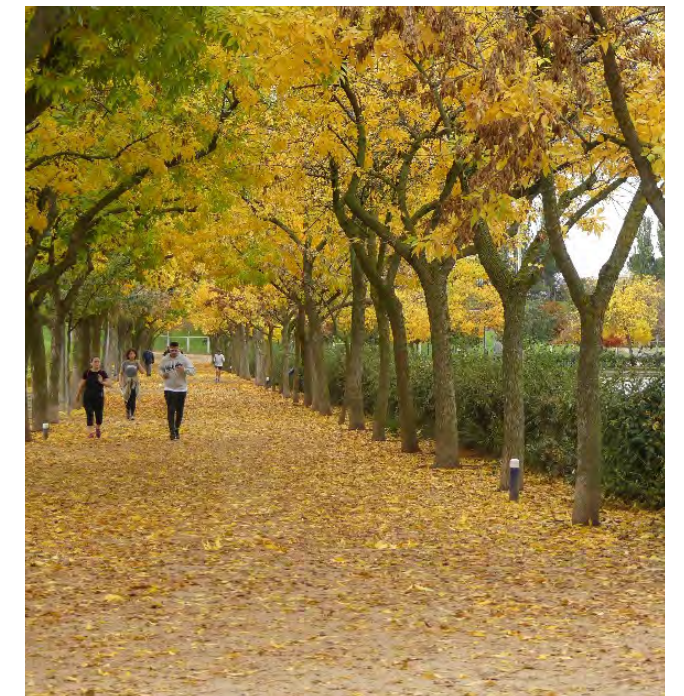
Quizás, esta situación sea atribuible a la pobreza de normativa específica que relacione la edificación con la restauración ambiental en el ordenamiento jurídico español. En esta materia fue pionera la Ley Foral 6/1987, de 10 de abril, de Normas Urbanísticas Regionales para Protección y Uso del Territorio, en Navarra. Entre estas normas se exigía que todas las actividades y usos constructivos que incidieran sobre el suelo o subsuelo, que implicasen movimientos de tierras, consideraran sus efectos negativos sobre la integridad de la naturaleza y el paisaje y adoptaran las medidas adecuadas para minimizarlos mediante la restauración de los espacios alterados. Posteriormente, la Ley Foral 10/1994, de 4 de julio, de Ordenación del Territorio y Urbanismo, en Navarra, contemplaba

explícitamente el valor de la restauración del paisaje más allá de los espacios naturales de especial interés, hasta comprender todos aquellos espacios alterados. Paradójicamente, la Ley 9/1995, de 28 de marzo, de Medidas de Política Territorial, Suelo y Urbanismo, de la Comunidad de Madrid, exige la dedicación de una parte proporcional de los terrenos a la reforestación, con el fin de preservar los valores naturales del espacio afectado y su entorno únicamente en el caso de los servicios e instalaciones vinculadas a carreteras; a pesar de que demanda la presentación de un plan de restauración como requisito indispensable para recalificar un suelo para extraer recursos minerales, almacenar materiales o maquinaria al aire libre, realizar actividades encaminadas al mantenimiento o mejora de infraestructuras, o para que se instalen equipamientos o construcciones industriales. Paradojas semejantes pueden observarse en la Ley 2/1998, de 4 de junio, de Ordenación del Territorio y de la Actividad Urbanística, de Castilla-La Mancha. La Ley 7/1998, de 16 de julio, por la que se aprueban las Directrices Generales de Ordenación Territorial para Aragón, restringe el interés de los procedimientos de restauración a las actividades extractivas. La Ley 9/1999, de 13 de mayo, de Ordenación del Territorio de Canarias, contrasta con la parquedad de las disposiciones anteriores al declarar en sus objetivos que los poderes públicos orientarán sus políticas de actuación hacia la ordenación de los recursos naturales de acuerdo con la preservación de la biodiversidad, de los hábitats naturales y del paisaje, evitando su merma, alteración o contaminación o velando por su restauración y mejora ecológica. En el caso de un aprovechamiento edificatorio otorgado por tiempo limitado se exige la posterior restauración ambiental de los terrenos (*Decreto-Legislativo 1/2000, de 8 de mayo, por el que se aprueba el Texto Refundido de las Leyes de Ordenación del Territorio de Canarias y de Espacios Naturales de Canarias*).

Una deficiente implantación de los sistemas de gestión ambiental en el sector de la edificación, así como la pobreza con que la normativa emitida vincula medioambiente y urbanismo, contrasta con la preocupación internacional sobre el tema. En 1982, la escultora conceptual Agnes Denes sembró casi una hectárea de trigo entre los rascacielos de Manhattan con el fin de generar una contradicción visual cuyo impacto forzara la reflexión sobre las prioridades humanas en el entorno urbano. En 1991, la declaración de Toronto World Cities and their Environment reconocía el enorme potencial de las ciudades en la mitigación de problemas ecológicos y proponía, como reto, el diseño de nuevos métodos que maximicen la calidad ambiental en el marco del desarrollo urbanístico. Posteriormente, la Conferencia de Río de 1992 establecía los principios del desarrollo sostenible en asentamientos humanos, así como los de una eficiente gestión ambiental del entorno urbano. La Academia Europea del Medio Ambiente Urbano creó la base de datos SURBAN-«Buenas Prácticas en el Desarrollo Urbano», que recoge proyectos e iniciativas en esta materia desarrollados en más de cincuenta ciudades europeas. Entre ellos, el único proyecto ubicado en España, centrado en la Escuela Técnica Superior de

Ingenieros Agrónomos de Madrid, perseguía el establecimiento de cubiertas vegetales permanentes en azoteas, terrazas y fachadas de edificios de Madrid.

Aquí finaliza este breve repaso sobre la relación entre la restauración y la legislación española, dado que las herramientas de gobernanza de los últimos diez años ya forman parte de la propia justificación del presente manuscrito, tal y como se refleja en la introducción. Parece muy necesaria una reconexión entre la ciencia/investigación y los procesos legislativos. Debemos recordar que lo más notorio en la actualidad es que se está tramitando un reglamento europeo sobre la restauración de la naturaleza. Al tratarse de un reglamento será de obligado cumplimiento por parte de todos los Estados miembros de la Unión Europea y entre sus obligaciones destaca el desarrollo de un plan nacional de restauración.



➤ **Figura V.** A la izquierda, al menos siete especies de plantas se agolpan en una fisura del pavimento: gallocresta (*Bartsia trixago*), pamplinillas (*Cerastium glomeratum*), asperilla (*Campanula erinus*), cola de zorra (*Rostraria cristata*), lupulina (*Medicago lupulina*), hierba de caballo (*Conyza canadensis*) y espiguilla (*Poa infirma*). Esta riqueza de especies silvestres se debería gestionar adecuadamente y ponerla en valor como un elemento más dentro del patrimonio cultural y natural que rodea a las poblaciones urbanas. Para el grupo biológico de la flora vascular silvestre, y en la ciudad de Madrid, esta riqueza de especies supera las mil trescientas especies (*Bot-Mad, 2023*). A la derecha, una zona verde urbana utilizada por sus vecinos, en el parque Juan Carlos I, Madrid. **Autor:** Ignacio Mola.

5. Ecosistemas degradados: identificar al enfermo

Se puede considerar que un ecosistema se ha degradado cuando, a consecuencia de uno o varios impactos ambientales negativos de origen antrópico, se produce la pérdida de biodiversidad y la simplificación o alteración de su estructura, composición y/o función (Gann *et al.*, 2019; SER, 2004).

En ocasiones puede ser evidente, pero en otras no resulta sencillo identificar la degradación de los ecosistemas. Hace falta conocimiento, entrenamiento y cierta experiencia. La mejor receta es una buena formación en ecología, conocimiento local y sobre el tipo de perturbación y/o grupo de ecosistemas en los que se va a trabajar.

No en pocas ocasiones se puede presentar la situación de estar ante un ecosistema muy degradado y que el conjunto de la sociedad no lo perciba así. Incluso al revés, que estando ante ecosistemas bien conservados exista cierto rechazo a ese paisaje (*figura VI*). Un componente que parece muy relevante para esta apreciación radica en si el escenario dispone de una frondosa cubierta vegetal o no. Si se trata de un cultivo forestal, muy necesarios para la producción de madera o pasta de papel, donde la presencia de una cubierta vegetal densa, sobre todo si se observa a cierta distancia se percibe favorablemente, como un bosque. Por el contrario, si se visita unos afloramientos de yesos, con escasa cobertura y zonas de suelo desnudo (aparentemente, en las zonas bien conservadas está el suelo ocupado por costras biológicas compuestas por líquenes, briófitos y cianobacterias, entre otros organismos), a pesar de que se trata de una de las comunidades vegetales más valiosas y genuinas de nuestro territorio, gran parte de la sociedad lo percibe como un baldío sobre el que hay que actuar. De hecho, así se hizo desgraciadamente en muchos enclaves plantando pinos carrascos. Con el paso de los años, los pinos apenas habían crecido por la dificultad de desarrollarse sobre estos sustratos. La comunidad de yesos está degradada por la presencia de los pinos que sombrean y aportan mucha hojarasca y el pinar no prospera porque los árboles son incapaces de desarrollarse adecuadamente. Hace falta seguir trabajando en educación ambiental para romper estos prejuicios y que los ciudadanos valoren y reconozcan sus paisajes y ecosistemas, apreciándolos en su justa medida.

Los hábitats naturales los define la *Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*, como zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas o bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales. En nuestro territorio se encuentran 118 tipos de hábitats de interés comunitario, lo que supone el 51 % de los hábitats reconocidos en el ámbito de la Unión Europea (MITECO, 2023). Algunos territorios quedan fuera de esta definición por estar sometidos a un uso intenso, como serían

las ciudades y los agroecosistemas. En la actualidad existe también un interés creciente por restaurar estos espacios, fundamentalmente mediante soluciones basadas en la naturaleza, entendidas como técnicas inspiradas en ecosistemas funcionales que permiten solucionar o atenuar problemas en ambientes más o menos artificiales. Luego la diversidad de espacios a los que se puede enfrentar un restaurador es enorme, y, si se entrelaza con la cantidad de factores de perturbación, el número de combinaciones es casi ilimitado (*figura VII y VIII*). A esta heterogeneidad se suma que los ecosistemas son dinámicos, cambiantes, y podemos encontrar diferentes ecosistemas objetivo de restauración que correspondan a diferentes etapas sucesionales. Por ejemplo, un espacio de tradición ganadera con diferentes formaciones de pastizal, matorral y bosque. Este mosaico y sus proporciones son cambiantes en el tiempo en función de los usos, de las perturbaciones naturales, etc., y todos ellos pueden constituir objeto de restauración.

Se pueden diferenciar dos tipos de espacios perturbados/perturbaciones de acuerdo con sus escalas temporales y espaciales. Por un lado, estarían las perturbaciones de acción lenta, que actúan generalmente a escala de paisaje, asociadas a cambios de uso del territorio (intensificación, ya sea por edificación, proliferación de infraestructuras o cambios en las prácticas agropecuarias) y cambio climático. Estos espacios perturbados sufren una erosión paulatina de la biodiversidad, de los procesos ecológicos y de los servicios ecosistémicos (polinización, dispersión de propágulos, etc.), tienen fronteras difusas y son de difícil restauración, ya que el proyecto de restauración difícilmente puede abarcar las causas de degradación. En este caso, se podría hablar de perturbaciones difusas. Por otro lado, estarían las perturbaciones, más o menos intensas, que afectan a un espacio bien delimitado y durante un periodo de tiempo también acotado, cuya restauración se ve facilitada por este hecho. Por ejemplo, la explotación de una cantera. El factor de perturbación es la actividad económica extractiva que, a medida que cesa de forma total o parcial, se puede iniciar la restauración en las zonas ya explotadas.

Por último, a la hora de identificar al enfermo, al ecosistema degradado, no se debe olvidar que los ecosistemas están sujetos a regímenes de perturbación naturales que, como su nombre indica, son inherentes a cada ecosistema. Por ejemplo, en ecosistemas fluviales las avenidas periódicas, y más en el entorno mediterráneo, donde la distribución de precipitaciones es muy irregular, pueden ocasionar cambios en la morfología de los cauces, destrucción de formaciones de ribera, etc. (al respecto, véase el capítulo sobre ecosistemas fluviales). Lo mismo sucede con el fuego en los ecosistemas mediterráneos. Los incendios son otro factor natural que, en este caso particular, se convierte en perturbación cuando la incidencia se incrementa y se vuelve más recurrente en el tiempo de lo que indica la serie histórica (véase el capítulo sobre incendios). Por lo tanto, cuando un ecosistema es afectado por alguna perturbación

natural, no se puede considerar que se ha degradado, es más, la restauración ecológica debe ir orientada a eliminar las barreras, prácticas u otros impedimentos a que estas dinámicas se produzcan.



➤ **Figura VI.** En la imagen superior, una plantación de eucaliptos (Mondoñedo, Lugo). La presencia de árboles siempre es bien percibida como un ambiente funcional, diverso y bien conservado, cuando en este caso es todo lo contrario, una masa de árboles alóctonos para la producción de madera. En la imagen inferior, una comunidad gipsícola sobre unos cerros de yesos (Parque Regional del Sureste, Madrid). La presencia de suelo desnudo y baja cobertura puede contribuir a la percepción de que existe degradación. Por el contrario, constituye uno de los paisajes más valiosos y genuinos de la península ibérica, donde la alternancia de matorrales, pastos y costras biológicas aporta una riqueza de especies notable, y en muchos casos de endemismos de área restringida. **Autor:** Ignacio Mola.



➤ **Figura VII.** En la imagen superior, una cantera sobre una ladera. La explotación de recursos minerales supone un impacto ambiental negativo notable durante su extracción. La aplicación de buenas técnicas de restauración, ya sea de forma simultánea a la explotación o una vez finalizada, puede rehabilitar el espacio para nuevos usos e incluso conseguir una plena restauración ecológica (Rincón de Ademuz, Valencia). En la imagen inferior, una superposición de usos intensivos en una zona semiárida: turismo residencial en primer plano en torno a un campo de golf; uso agrícola intensivo con invernaderos y balsas de riego en la zona central y al fondo, en la línea de costa, torres de apartamentos turísticos a pie de playa. Los escasos fragmentos sin uso, con remanentes de vegetación natural, están francamente degradados por movimientos de tierra y alteraciones de la cuenca hidrográfica, entre otros (Mutxamel, Campello y San Juan, Alicante). **Autor:** Ignacio Mola.



➤ **Figura VIII.** En la imagen superior, zona incendiada de forma recurrente sometida a intensos procesos de erosión y pérdida de suelo agudizado por las fuertes pendientes, comprometiendo la capacidad de albergar vegetación (Cangas de Onís, Asturias). En la imagen inferior un pastizal (majadal) sobrepastoreado. Las pocas plantas que quedan son venenosas o espinosas, en definitiva, no palatables. El ganado subsiste gracias al aporte de alimentación suplementaria, sometiendo al prado agostado a sobrepisoteo y aporte excesivo de excrementos, lo que empobrece y simplifica la comunidad notablemente (Sierra de Guadarrama, Madrid). **Autor:** Ignacio Mola.

6. Principios de la restauración ecológica

La SER, como se ha venido indicando, dispone de unos principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica (Gann *et al.*, 2019). Se trata de un documento consensuado por la comunidad científica y técnica internacional que periódicamente se actualiza. Se invita al lector a que visite la [página de la entidad](#), así como [la de su sección europea](#), donde encontrará mucha información y documentación relevante. Resulta importante indicar que el presente libro sigue las iniciativas y directrices de estas organizaciones como punto de encuentro científico y técnico internacional.

En sus estándares se establecen ocho principios que fundamentan la restauración ecológica (Gann *et al.*, 2019), y más recientemente, a raíz de la declaración por parte de las Naciones Unidas del decenio de la restauración de ecosistemas 2021-2030 (FAO, IUCN CEM y SER, 2021), se han propuesto diez principios que deben guiar esta iniciativa en la que colaboran más entidades, ampliando y reforzando el consenso. A continuación, se presenta un resumen adaptado de ambas iniciativas, que pueden orientar al lector sobre la esencia de la restauración de ecosistemas.

6.1. Principio 1: la restauración ecológica involucra a las partes interesadas

Los proyectos que tienen una implantación territorial necesitan, para su viabilidad a medio y largo plazo, de la aceptación de los grupos de interés relacionados con el espacio en cuestión, y los proyectos de restauración necesitan de periodos de tiempo dilatados para alcanzar sus objetivos finales. La forma de compatibilizar estas dos necesidades es mediante dinámicas y gestión participativa de los proyectos de restauración. Que los diferentes colectivos perciban que sus necesidades e intereses se implementan en la medida de lo posible en el proyecto resulta muy necesario. Estas prácticas de participación están cada vez más extendidas; en el repositorio de casos prácticos casi la mitad de los proyectos implementan medidas de este tipo.

Por otro lado, existe un conjunto de acciones que pueden implicar a la población, tanto local como visitante, para vincularla al proyecto, ya sea participando en su desarrollo y ejecución o participando en actividades de educación ambiental. Durante estas actividades, los participantes reciben indicaciones sobre el terreno de los beneficios de la restauración del espacio, los servicios ecosistémicos que se han potenciado o recuperado, el incremento de biodiversidad, prácticas económicas sostenibles, etc. Estas acciones son muy eficaces para generar vinculación bajo la premisa de que «uno ama lo que conoce y sólo protege lo que ama». La concentración de población en las ciudades y su

desconexión con la naturaleza es un motivo de preocupación, como recoge la frase que enuncia la Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea: reintegrar la naturaleza en nuestras vidas (Comisión Europea, 2020).

En los estándares de la SER (Gann *et al.*, 2019) hay una interesante propuesta para valorar la consecución de este principio. Se basa en la valoración de seis aspectos (atributos) relevantes que a su vez se descomponen en otros secundarios, que son los que se puntúan. Esta rueda de beneficios sociales puede personalizarse para cada proyecto y su casuística particular (figura IX).

Esta propuesta complementa la rueda de progreso de la restauración que se comentará más adelante (principio 6), de manera que el proyecto pueda hacer una evaluación holística del proyecto. Ambas ruedas se puntúan en base al sistema de 5 estrellas (Gann *et al.*, 2019). La figura que genera la rueda es un polígono que, en el caso ideal, se transformaría en un polígono regular circunscrito al perímetro de la rueda (todos los atributos secundarios considerados con puntuación 5). Este sistema de evaluación resulta muy útil para comparar evaluaciones realizadas en diferentes momentos del proyecto y poder así visualizar tanto las mejoras producidas como los atributos sobre los que se debe incidir.

Los principios propuestos en el decenio de la restauración de las Naciones Unidas 2021-2030 (FAO, IUCN CEM y SER, 2021) son más concisos si cabe, resaltando que la restauración de ecosistemas promueve una gobernanza participativa e inclusiva, la justicia social y la equidad durante todas las fases. Esta insistencia en la equitatividad surge de la evidencia de que los espacios degradados prosperan en mayor proporción donde las sociedades presentan mayor desigualdad, luego este atributo socioeconómico está directamente relacionado con la calidad de los ecosistemas.

6.2. Principio 2: la restauración ecológica se basa en muchos tipos de conocimiento

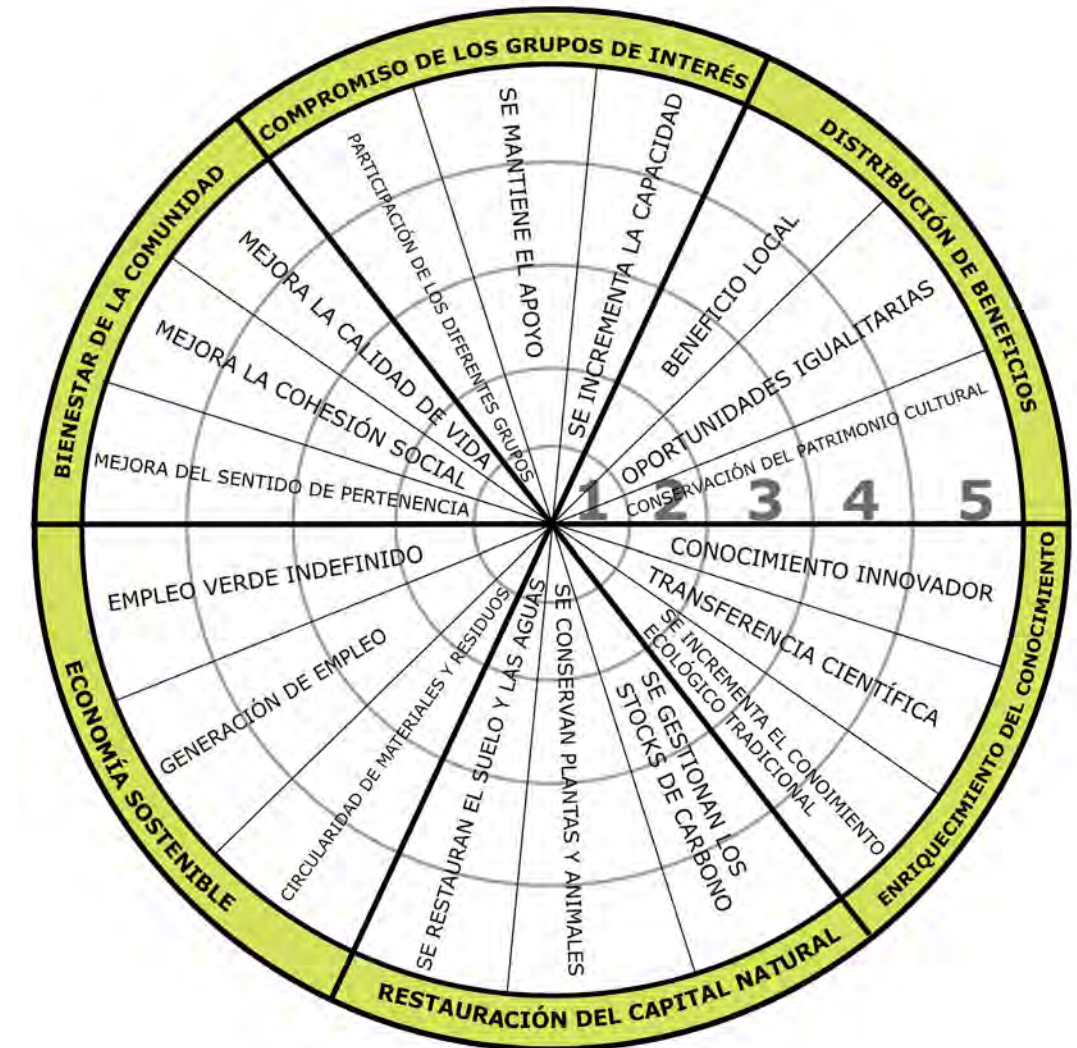
Efectivamente, como se ha mencionado, es necesario un alto grado de conocimiento en ecología, que puede obtenerse mediante i) conocimiento académico (resultados de trabajos de investigación); ii) conocimiento ecológico tradicional y local, vinculado generalmente a las poblaciones locales; y iii) producto de la experiencia profesional del restaurador. También se ha comentado la interconexión con otras disciplinas científicas como la hidrología, geomorfología, oceanografías y determinadas disciplinas socioeconómicas, que pueden aportar, o incluso ser esenciales, para restaurar determinados espacios.

El conocimiento científico disponible se puede identificar y organizar mediante labores de documentación bibliográfica o vigilancia tecnológica a través de diversos buscadores (ISI Web of Knowledge, Google Académico,

etc.). Por otro lado, resulta interesante encontrar casos de restauración similares con lecciones aprendidas o recomendaciones en base a la experiencia práctica. Esta información está más dispersa y no existen buscadores específicos. Aquí la experiencia y desarrollo profesional va creando un repositorio de enlaces a entidades diversas que recopilan este tipo de información. Resultaría muy recomendable que algún organismo o plataforma pudiera centralizar esta información y se accediera de forma sencilla y sistematizada. Esto evitaría cometer errores de forma recurrente, reduciría la incertidumbre y se ganaría en ambición.

El conocimiento ecológico tradicional hace referencia a la aportación que pueden realizar los pueblos indígenas allí donde los hay. En el contexto europeo, prevalece el conocimiento ecológico local, que incluye lo que generalmente se denominan prácticas tradicionales, haciendo referencia a un origen previo a la industrialización e intensificación del uso del territorio. En definitiva conocimiento recavado de los habitantes y usuarios del territorio. Este conocimiento local puede ayudar a identificar referentes, aportar técnicas de restauración, etc. Se trata de un conocimiento cualitativo que conviene objetivar mediante las técnicas adecuadas, porque se basa en la experiencia y percepción de los usuarios del territorio y, como tal, está expuesta a cierta subjetividad. Desarrollar este conocimiento tiene los beneficios adicionales al integrar a estos colectivos y hacerlos partícipes del proyecto, aspecto relevante, tal y como se acaba de mencionar en el principio 1.

A pesar de implementar todo el conocimiento, siempre habrá incertidumbre sobre la eficacia (grado en el que se alcanzan los objetivos) y los efectos de las técnicas empleadas en la restauración, aunque sólo se emplee la sucesión secundaria o regeneración natural. Por este motivo, cuando se acomete un proyecto de restauración conviene formalizar la metodología, para intentar identificar las desviaciones y su origen. Incluso si se trata de casos de restauración poco documentados cabe la posibilidad de plantearse generar conocimiento científico. En este caso conviene establecer colaboraciones con grupos de investigación para iniciar el proyecto desde el mejor conocimiento disponible y, en caso necesario, desarrollar diseños experimentales adecuados y documentar todo el proceso correctamente. Por otro lado, estas colaboraciones suelen resultar fructíferas también por la transferencia de conocimiento que se produce. En los casos prácticos reportados en el anexo I, resultan frecuentes estos modelos de colaboración en los que las universidades y organismos públicos de investigación forman parte del proyecto. En algo más de un 10 % de los casos son incluso promotores o forman parte del grupo promotor del proyecto y en otros muchos casos participan como socios, lo que apunta a un compromiso creciente de los grupos de investigación por la práctica de la restauración.



➤ **Figura IX.** Ejemplo de una rueda de beneficios sociales para el seguimiento y consecución de los objetivos en esta materia. **Autor:** Gann et al. (2019).

6.3. Principio 3: la práctica de la restauración ecológica se basa en ecosistemas de referencia nativos, considerando los cambios ambientales

La restauración ecológica identifica el ecosistema o mosaico de ecosistemas que debe restaurar y busca y establece modelos de referencia. Cabe destacar que en el 60 % de los casos prácticos presentados en el anexo I se reporta más de un hábitat afectado en los espacios a restaurar, lo que manifiesta una vez más una característica fundamental de nuestro territorio y es el mosaico de ecosistemas que lo compone (*figura X*). El modelo de referencia, en definitiva, es una abstracción del objetivo final de la restauración y se define como un modelo que indica la condición esperada en la que habría estado el espacio de restauración si no se hubiera producido la degradación. Esta condición debe contemplar la historia del lugar, pero no debe ser una vuelta al pasado en sentido estricto, porque en muchos casos esta situación es indeseable o imposible ante la situación cambio global imperante (Gann *et al.*, 2019). El más evidente es el cambio climático, aspecto clave a considerar en el momento de seleccionar el modelo de referencia.

La identificación de un modelo de referencia permite establecer objetivos en base a los atributos que se quieren alcanzar en el desarrollo del proyecto. Vinculados a estos objetivos se establecen acciones y sus correspondientes indicadores, que verificarán el progreso del sistema hacia el objetivo. Este control del proceso permite y facilita la gestión adaptativa, esencia de la restauración ecológica. Más adelante se ampliará información sobre este tema tan crítico y relevante en el proceso de restauración de un espacio degradado.

Como se ha venido comentando, nuestros ecosistemas actuales, incluso los que se consideran mejor conservados, son fruto de una interacción secular con la población local. De aquí surge el concepto de ecosistemas culturales tradicionales o seminaturales, que son aquellos que reflejan la coevolución de todos los seres vivos, incluidos los humanos en respuesta a condiciones ambientales anteriores. Estos espacios deben considerarse ecosistemas nativos por la biodiversidad y condiciones biofísicas que mantienen, a pesar de que necesiten del manejo tradicional para su subsistencia. De hecho, su abandono supone su degradación. Estos manejos están relacionados con el pastoreo, siega, cosecha e inundación estacional entre otras. Así queda recogido en los casos prácticos, donde al valorar el origen de la perturbación, dentro del grupo de actividades «Otros», se ha incluido en varias ocasiones precisamente esta causa, el abandono de prácticas tradicionales.

En los principios de las Naciones Unidas para el decenio de la restauración de ecosistemas, se señala que los proyectos de restauración deben establecer objetivos ecológicos, culturales y socioeconómicos realistas y alcanzables a

corto, medio y largo plazo. Buscando la compatibilidad entre los tres ejes, pero de manera que no se comprometa la recuperación del ecosistema.

6.4. Principio 4: la restauración ecológica afianza los procesos que favorecen la recuperación natural del ecosistema

Efectivamente, la inercia que tiene la naturaleza a la autorrecuperación es enorme y se basa en la teoría de la sucesión, que explica el cambio que se produce en el proceso de organización de las comunidades, ya sea a partir de un medio nuevo (una nueva isla en el mar, una colada de lava, etc.), y entonces se denomina sucesión primaria, o bien a partir de que una perturbación (huracán, riada, periodo de actividad agrícola, etc.) haya alterado profundamente el sistema, y se habla en este caso de sucesión secundaria (Terradas, 2001). Primeramente, se enunció y planteó como un proceso determinista, con un resultado predecible (Clements, 1916), en base a las condiciones climáticas generales y a algún otro parámetro geológico en determinados casos. En nuestro territorio se dispone de un trabajo que marcó profundamente la interpretación de los paisajes y la vegetación de toda una generación de profesionales, y sería el mapa y memoria de las series de vegetación de España (Rivas-Martínez, 1987). Se basa en el principio de la existencia de una comunidad climática a la que se llega con el tiempo, si el espacio no sufre perturbaciones antrópicas. La cartografía se desarrolla sobre premisas climáticas, geológicas y biogeográficas y recoge las denominadas series de vegetación, que están organizadas en base a estas comunidades climáticas, que serían las que se encuentran en la cabeza de la serie; por debajo, todo un elenco de comunidades en distintos estadios que confluirán en más o menos tiempo hacia la comunidad cabecera de la serie. A pesar de las bondades de esta obra, los avances en diversos campos (como en los mecanismos de ensamblaje de comunidades, filtros ambientales abióticos, interacciones bióticas y procesos estocásticos, entre otros) han permitido superar este enfoque lineal, confluyente.

Actualmente, la sucesión ecológica se define como el estudio de cómo las comunidades biológicas se reorganizan a continuación de una perturbación, ya sea natural o antropogénica (Chang y Turner, 2019). La principal premisa sería que todos los ecosistemas son dinámicos, sufren cambios y reajustes continuos. Incluso cuando se alcanzan las comunidades más maduras, los ecosistemas continúan cambiando y, por ejemplo, pueden alcanzar una fase regresiva vinculada al agotamiento a largo plazo del fósforo del suelo (Peltzer *et al.*, 2010). Ya el modelo inicial determinístico está descartado como regla general. Comprender el proceso y alinear el proyecto con esta inercia y dinámica de los ecosistemas supone uno de los principales retos de la restauración ecológica (Suding y Hobbs, 2009). Generalmente, este proceso guía la dinámica del sistema hacia objetivos adecuados y resulta óptimo en términos de coste/beneficio.



➤ **Figura X.** Imagen frecuente en la península ibérica, paisaje en mosaico forjados por los usos del territorio, prados de diente y siega entre bosques templados caducifolios; al fondo, el gradiente altitudinal de los Picos de Europa aporta otro factor de heterogeneidad (Cangas de Onís, Asturias). **Autor:** Ignacio Mola.

En determinadas situaciones, generalmente asociadas a la intensidad de la degradación, esta capacidad de reorganización puede estar en condiciones muy mermadas. Aquí es recomendable realizar las actuaciones necesarias para reanudar la sucesión, identificando los procesos ecológicos clave que están eliminados o bloqueados. También es cierto que, en determinadas situaciones, y en ecosistemas culturales en particular, la falta de manejo del ecosistema mediante perturbaciones más o menos intensas, junto con la acción de la sucesión, puede jugar en contra de mantener/restaurar el ecosistema cultural de referencia.



6.5. Principio 5: la recuperación de los ecosistemas se evalúa en función de objetivos utilizando indicadores cuantificables

En restauración de ecosistemas resulta necesario implementar un procedimiento que permita evaluar si se alcanzan los objetivos propuestos. Ya se ha comentado que, al trabajar sobre ecosistemas, la incertidumbre es elevada, por lo que la gestión adaptativa resulta la forma más eficaz de gestionar la incertidumbre del proceso. En primer lugar, estaría la fase de diagnóstico del espacio degradado, en la que se identifica el estado del espacio, sus problemas y su potencial. Se valora la biodiversidad que conserva, el estado de los procesos ecológicos clave y cómo se inserta e interactúa con el paisaje. Aquí se toman decisiones muy relevantes, como establecer el referente (principio 3). En función del diagnóstico se establecerán las acciones de restauración para llevar el espacio al referente. Existe un tremendo gradiente de posibilidades, desde espacios en los que el potencial de recuperación esté intacto y sólo sea necesario acompañar y monitorizar cómo actúa la sucesión ecológica (regeneración natural) hasta otros en los que la degradación sea muy severa y exija intervenciones más o menos intensas para encauzar la dinámica en la dirección adecuada. Lo que resulta necesario, una vez establecido el referente como meta del proyecto de restauración, es desarrollar una batería de objetivos y acciones asociadas para poder alcanzarlo, y establecer en paralelo los indicadores que permitan verificar la eficacia de las acciones. Este sistema acoplado permite identificar de forma rápida las posibles desviaciones y actuar, ya sea ajustando o incluso cambiando el indicador, la técnica, el objetivo o incluso la meta. No se trata de un proceso de «ensayo y error», sino de «aprender haciendo». Esta es la clave de la gestión adaptativa, el desarrollo del proyecto se adecúa sobre la marcha en base a sus resultados.

➤ **Figura XI.** En la parte superior, desmonte de carretera a los pocos meses de su construcción y posterior hidrosiembra para su revegetación (noviembre de 2004). La primavera de 2005 resultó extraordinariamente seca, por lo que la técnica fracasó, como se puede verificar en la imagen superior; las pocas plantas que crecen correspondían a especies no incluidas en las mezclas de hidrosiembra, sino que llegaron por sus propios medios desde el entorno (Mola et al., 2011). En la imagen inferior, el mismo escenario tras cinco años en los que actuó la sucesión ecológica. Ambas imágenes pueden sugerir que, más allá del fracaso de la hidrosiembra, el diagnóstico no fue el adecuado. Quizá la llegada de semillas al espacio no era limitante, sino los filtros abióticos, en particular las características del espacio para acoger plantas: compactación del terreno, elevada pendiente, ausencia de red de drenaje de escorrentía superficial y altas tasas de erosión, carencia de nutrientes, baja capacidad de infiltración y retención del agua, entre otras.

Por otro lado, para que el desarrollo del proyecto pueda servir de caso de estudio a otros posteriores resulta imprescindible esta labor de monitoreo. Sólo la medición de los indicadores seleccionados puede verificar el resultado. Al mismo tiempo, este sistema de gestión también permite un reporte imparcial a las partes interesadas sobre el grado de éxito en cada uno de los objetivos propuestos. Para que el proceso se desarrolle adecuadamente, resulta esencial que los objetivos propuestos sean realistas, en función del escenario, su grado de deterioro, los recursos y los plazos necesarios. Suele ser recomendable establecer objetivos proximales y distales, con sus correspondientes estimadores de éxito a estas dos escalas. Proponer objetivos desmesurados puede ser ilusionante en la fase inicial, pero resultará frustrante el desarrollo y la evaluación del proyecto. La gestión adaptativa también puede manejar este tipo de desajustes reconduciendo los objetivos. Aquí resulta esencial la experiencia del restaurador, quien debe conseguir el equilibrio entre establecer objetivos lo más ambiciosos posibles y su viabilidad.

6.6. Principio 6: la restauración ecológica busca el máximo nivel de recuperación posible

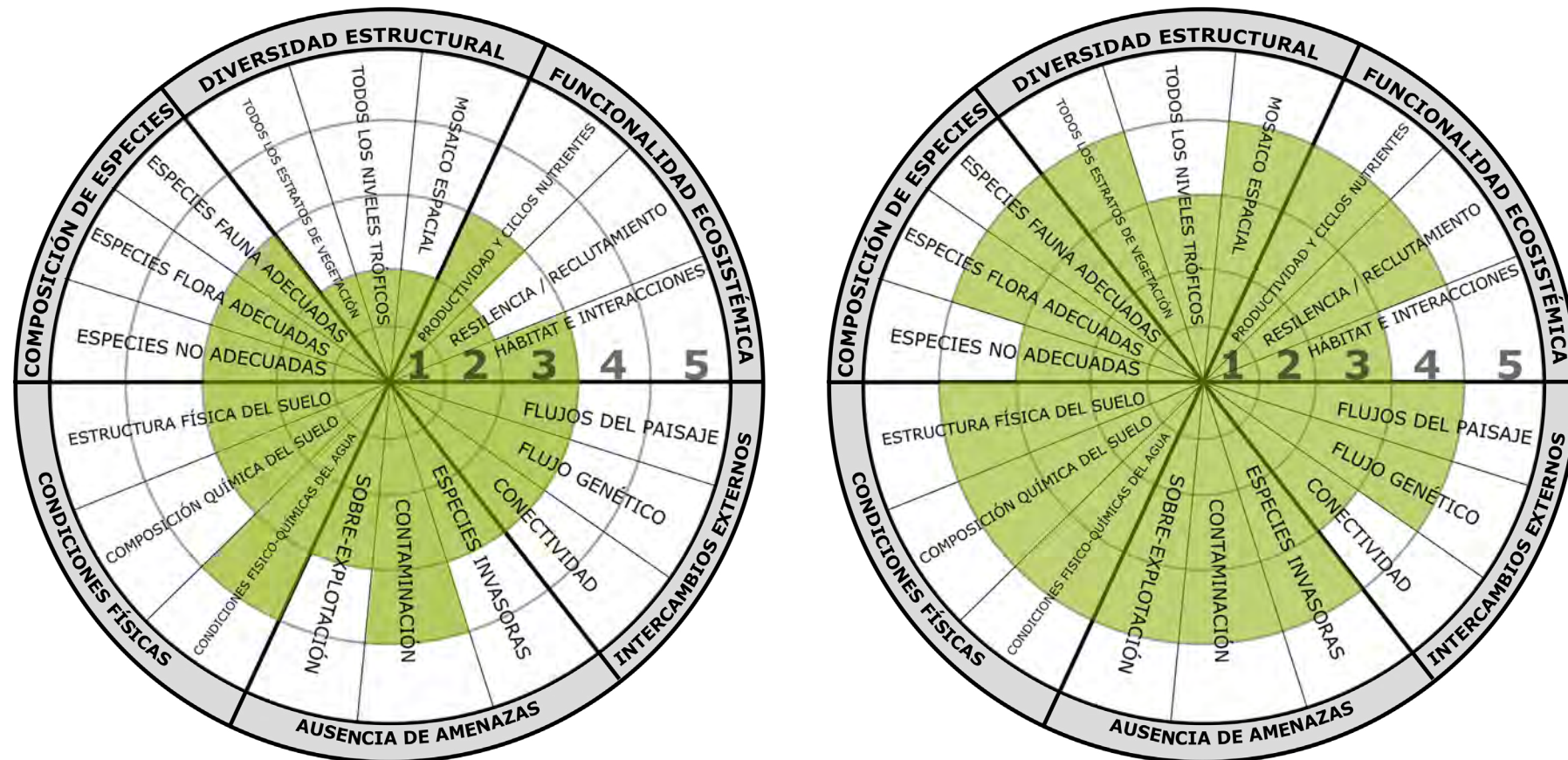
La SER desarrolla en este principio una de las herramientas más destacadas para la gestión adaptativa y la evaluación de un proyecto de restauración ecológica. Se trata de la denominada rueda de recuperación en base a seis atributos del ecosistema de referencia y el sistema 5 estrellas asociado de valoración (Gann *et al.*, 2019):

- Composición de especies.
- Diversidad estructural.
- Funciones ecosistémicas.
- Intercambios externos.
- Ausencia de amenazas.
- Condiciones físicas.

Este tipo de representaciones tienen un importante efecto visual que favorece la comunicación y divulgación de los beneficios y/o resultados del proyecto.

6.7. Principio 7: la restauración ecológica, cuando se aplica a mayor escala, incrementa y acumula valor

Los proyectos de restauración ecológica pueden desarrollarse a escalas muy diferentes. Se puede restaurar una pequeña cantera o gravera restituyendo la geomorfología del espacio y ofreciendo nuevos usos, un tramo de un río o arroyo eliminando un azud, restaurando la conectividad longitudinal en ese tramo, etc. Pero si el proyecto es capaz de abordar el nivel de paisaje, incluyendo unidades geográficas mayores, su ambición se multiplica. Si se restaura un río, incluir toda la cuenca permite hacer un diagnóstico integral de la zona, identifi-



➤ **Figura XII.** Ejemplo de la evaluación de un proyecto empleando la rueda de la recuperación. La evaluación se realiza en base a los seis atributos que se deben considerar a la hora de seleccionar el ecosistema/modelo de referencia. A la izquierda, el estado inicial del espacio antes de iniciar el proyecto (línea base). A la derecha, diez años después de iniciar la restauración. Los atributos secundarios pueden modificarse y adecuarse al caso concreto de restauración. **Autor:** Gann et al., 2019.

cando todas las perturbaciones: vertidos y aportes de contaminantes, barreras longitudinales y transversales, etc., así como las necesidades de río: régimen de caudales, periodos de crecidas y avenidas en su caso. De este modo, se puede actuar de forma más estratégica, priorizando dónde y cómo actuar. Esto se debe a que muchos procesos ecológicos actúan a escala de paisaje. No sólo los procesos, muchas especies tienen requerimientos espaciales grandes, lo que supone que acciones muy localizadas pueden ser insuficientes o ineficaces para garantizar sus requisitos mínimos de hábitat. Todas las escalas de trabajo son necesarias, pero claramente la consecución de los objetivos de restauración es mayor cuando la superficie sobre la que se desarrolla el proyecto también lo es.

De hecho, hay proyectos de restauración que puede ser recomendable no desarrollar si no se incluye la escala territorial adecuada. Por ejemplo, si se quiere restablecer el servicio de la polinización mediante la restauración de parches de vegetación natural en terrenos de propietarios que se muestran favorables,

si los terrenos están inmersos en una matriz de agricultura intensiva con uso frecuente de fitosanitarios (incluyendo insecticidas), y no existe ninguna posibilidad de revertir esta situación, al menos en los parches adyacentes, francamente es mejor no actuar, nuestro supuesto espacio fuente de polinizadores tendrá un sumidero de ejemplares en las inmediaciones actuando como una trampa. En otro caso, un propietario solicitaba la restauración de una fresneda en una matriz agrícola. Se trataba de una vaguada arenosa en la que apenas había escorrentía superficial en los momentos de lluvia intensa. Durante el diagnóstico se pudo contrastar un decaimiento generalizado de esta formación en la cuenca del arroyo. Se identificó una estación de bombeo de aguas residuales (EBAR) a la salida de un pueblo cercano que trasladaba las aguas residuales a otra cuenca hidrográfica, en esta ocasión un río de aguas permanentes. Este *by-pass* de recursos hídricos de una cuenca a otra puede haber afectado al nivel freático, haciéndolo más profundo. En caso de ser así, no tendría sentido restaurar un ecosistema cuyas condiciones han cambiado y que se ha transformado en un espacio que ya no es favorable para acoger su biocenosis característica. Sólo si se pudiera restaurar la hidrología de la cuenca, instalando una depuradora (EDAR) *in situ*, tendría sentido restaurar la fresneda en este cauce.

A este respecto resulta muy recomendable consultar el capítulo relativo a la restauración de paisajes. Como se ha comentado anteriormente, existen perturbaciones difusas que suelen actuar a gran escala y que necesitan también de un abordaje a esa misma escala si se quiere ser eficiente. Los grandes retos ambientales, como el cambio climático, la desertificación, la intensificación agropecuaria, el abandono rural, etc., necesitan de miradas a gran escala territorial, social y económica. En definitiva, lo recomendable es disponer de estrategias ambientales territoriales ambiciosas, sobre las que se anidan planes locales, más focalizados en áreas y problemáticas homogéneas sobre las que, a su vez, se desarrollan los proyectos de restauración, sin perder la mirada en ambas direcciones, de lo general a lo local y viceversa. En este sentido, cabe mencionar la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológica (ENIVCRE), que mientras se escriben estas líneas se encuentra aprobada a nivel nacional (Orden PCM/735/2021) y se está desarrollando en todas las comunidades autónomas, entidades con las competencias en medioambiente. Se trata de una herramienta de planificación territorial más allá de los espacios naturales protegidos (ENP), que debe dotar de coherencia ecológica a todo el territorio, garantizando la viabilidad de los ecosistemas y las especies que albergan a largo plazo, así como mantener e incrementar los servicios ambientales que nos prestan.

6.8. Principio 8: la restauración ecológica es parte del continuo de actividades que contribuyen a mejorar el entorno

Según el espacio considerado, existen diversas acciones que pueden mejorar la calidad ambiental del entorno, incrementar los servicios ambientales que nos presta la naturaleza, conservar la biodiversidad o contribuir a la mitigación y adaptación al cambio climático. Al hacer esta afirmación, no sólo se contemplan los espacios naturales y seminaturales, también se incluyen las ciudades y zonas agrícolas. En cada escenario las expectativas son diferentes. En las ciudades el objetivo sería reducir impactos como, por ejemplo, abatir la contaminación atmosférica, acústica, incluso lumínica en algunos casos, regular el microclima, permeabilizar a la biodiversidad la trama urbana, etc. Estos objetivos pueden llevarse a cabo mediante soluciones basadas en la naturaleza. Reconectar a los ciudadanos con la naturaleza, como propone la Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea, y que adquiera hábitos más responsables con su entorno, más allá de las ciudades donde residen, resulta imprescindible. Consumir lo necesario, en la medida de lo posible alimentarse de productos locales y de temporada, en las proporciones saludables, evitando el consumo excesivo de proteínas, consumir y gestionar eficientemente el agua y la energía de los hogares, lugares de trabajo y espacios públicos. Todas estas medidas ayudan a reducir la demanda de recursos que extraemos del entorno.

La metodología y enfoque de la restauración ecológica se puede adaptar a todas estas actividades que contribuyen a mejorar el entorno: reducción de impactos, rehabilitación y remediación. De hecho, espacios rehabilitados y/o en los que se han desarrollado actividades de remediación pueden seguir avanzando en el continuo de actividades para mejorar y restaurar el entorno e incorporarse a la restauración ecológica (figura XIII).

Tras enumerar y relatar los ocho estándares de la SER (Gann *et al.*, 2019), hay que indicar que en los estándares del decenio de la restauración de ecosistemas (FAO, IUCN CEM y SER, 2021) hay dos adicionales, que serían, en primer lugar, precisamente dar cumplimiento a numerosos acuerdos internacionales suscritos, en particular la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible y sus 17 Objetivos (ODS), que buscan acabar con la pobreza, conservar la biodiversidad, combatir el cambio climático y mejorar los medios de vida para todos, en todas partes. Todos estos objetivos necesitan de la restauración de ecosistemas para poder llevarse a cabo. En segundo lugar, estaría el principio relativo a las causas de degradación de los ecosistemas, ya sean directas o indirectas. Este es otro eje que conviene desarrollar adecuadamente, porque los motores de degradación hay que identificarlos y gestionarlos correctamente para restaurar un espacio, ya que, si no se actúa sobre las causas, difícilmente se alcanzarán soluciones estables a medio y largo plazo. Por otro lado, las causas suelen repetirse, es decir, los factores de perturbación generalmente son recurrentes. Esto supone que, si se identifican

UN CONTINUO DE ACTIVIDADES PARA MEJORAR Y RESTAURAR NUESTRO ENTORNO INCREMENTANDO LA BIODIVERSIDAD, LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, INTEGRANDO LAS SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA Y LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA



Figura XIII. Continuo de actividades que contribuyen a mejorar el entorno. Autor: traducido y adaptado de Gann et al. (2019); fotografías de Ignacio Mola.

y caracterizan adecuadamente, estableciendo sus mecanismos de acción y efectos sobre los ecosistemas, se puede aprender sobre su correcta gestión y, en el mejor de los casos, lograr su total eliminación. Diferentes capítulos responden a intentar establecer pautas frente a perturbaciones comunes; tal es el caso de la restauración geomorfológica frente a espacios degradados por grandes movimientos de tierra, el capítulo de incendios forestales o la desfragmentación y permeabilización frente a infraestructuras lineales de transporte terrestre, entre otros.

7. ¿Por dónde empezar?

7.1. Dónde puede ayudar la restauración ecológica

Resulta necesario insistir otra vez en que la posibilidad de restaurar un espacio bajo ningún concepto puede ni justificar ni compensar su degradación, ya que siempre se produce una pérdida neta. Por otro lado, es un hecho que la sociedad actual consume muchos recursos que proporciona nuestro entorno. Lo que también resulta evidente es que la solución no pasa por llevarse a otro sitio las actividades que más impactan en el territorio, porque es muy posible que estemos trasladando el problema a otro territorio con legislación ambiental y laboral más permisiva, de manera que el balance final sea peor. En este sentido, hay algunos sectores productivos mal percibidos por algunos sectores sociales como serían la minería, la silvicultura con especies alóctonas, la edificación y la construcción de infraestructuras, etc. Es un hecho que la población reside en edificios realizados con yeso, arcilla, roca caliza, hierro, etc.; los dispositivos electrónicos portátiles llevan baterías de litio y tierras raras; utilizamos papel en nuestros libros, documentos y para uso doméstico; nos movemos por el territorio de forma rápida y eficaz gracias a las redes de autopistas y ferrocarriles, etc. Bien es cierto que todo se debe planificar y desarrollar bajo el criterio de la eficiencia y de forma respetuosa con el entorno y con nosotros mismos. Aquí la restauración ecológica debe tener, y tiene en la actualidad, un papel muy relevante para apoyar a todos estos sectores en la búsqueda de la sostenibilidad de sus actividades. Este equilibrio entre la explotación y el uso del territorio con la conservación de la biodiversidad y la salud de los ecosistemas y, por ende, nuestra calidad de vida y salud, debe ser la práctica habitual. Analizar el ciclo completo de los procesos productivos resulta esencial, observar sus efectos ambientales para tomar las decisiones informadas adecuadas y optimizar los procesos, no sólo desde el punto de vista financiero, sino también ambiental. A este respecto, los informes no financieros, que se exigen a las empresas con más de 250 trabajadores desde 2022, suponen la obligatoriedad de este análisis de riesgos derivado del desarrollo de la actividad económica a corto, medio y largo plazo, entre los que se incluye un capítulo ambiental. Estos reportes tienen efectos sobre la financiación que pueden recibir o no y en qué condi-

ciones. Se considera un derecho de los ciudadanos poder evaluar en términos de sostenibilidad las inversiones económicas que puedan realizar (*Directiva [UE] 2022/2464 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de diciembre de 2022, por la que se modifican el Reglamento [UE] n.º 537/2014, la Directiva 2004/109/CE, la Directiva 2006/43/CE y la Directiva 2013/34/UE, por lo que respecta a la presentación de información sobre sostenibilidad por parte de las empresas*). Aquí la restauración ecológica puede contribuir a este proceso tanto en su faceta preventiva, identificando los efectos ambientales de la actividad y sus consecuencias, como en la propia práctica, restaurando espacios degradados, aportando el mejor conocimiento disponible.

La restauración ecológica puede contribuir y mejorar el proceso de evaluación de impacto ambiental de planes y proyectos. El potencial que puede tener como herramienta de mitigación está todavía por desarrollar y ya se aplica como técnica de compensación frente a los impactos residuales en la jerarquía de la mitigación.

La restauración ecológica puede ayudar a hacer las ciudades más habitables y sostenibles, incrementando la calidad de vida de los ciudadanos gracias a la cantidad de servicios ambientales que puede ofrecer si se implementan soluciones basadas en la naturaleza, restauración de hábitats remanentes y/o renaturalización de espacios no urbanizados, generalmente accidentes geográficos: ríos, playas y costas, montes con elevada pendiente, cortados y cantiles rocosos entre otros. También puede transformar la interfase entre lo urbano y lo agrícola y/o natural, mediante anillos de transición. A este respecto existen muchos casos ya referentes en múltiples ciudades españolas. Aquí las soluciones basadas en la naturaleza contribuyen a mitigar impactos ambientales negativos para la población que las habita. Por ejemplo, la cobertura vegetal puede apantallar contaminación acústica y lumínica. También capta las partículas en suspensión, reduciendo la contaminación atmosférica. Los espacios verdes y arbolado urbano permiten una mejor adaptación al cambio climático, reduciendo la temperatura de las ciudades.

El enfoque de la restauración ecológica puede también integrarse en los espacios reservados a las prácticas agropecuarias. La tendencia al abandono de unos espacios y a la intensificación de otros genera dos ámbitos bien diferentes. Por un lado, en los espacios que se abandonan resulta recomendable desarrollar un buen diagnóstico ecológico para identificar la dinámica del espacio y sus consecuencias. De esta manera, los gestores del territorio podrán tomar decisiones informadas. En muchas ocasiones estas decisiones no implican la necesidad de actuar sobre el territorio, dejar que los sistemas evolucionen y se reestructuren por sí mismos puede ser una alternativa óptima, siempre que esa dirección que toma el espacio se considere adecuada. Por ejemplo, la sustitución de los pastizales por formaciones forestales, ya

sea de matorral o arbóreas, implica un mayor consumo hídrico, con una modificación del balance hídrico de la cuenca. Un mayor consumo de agua por parte de la vegetación supone un incremento en la fracción de agua verde, en detrimento del agua azul (agua de escorrentía subterránea y superficial). Estos cambios pueden tener otras muchas consecuencias y, en función del escenario y su ubicación en el conjunto del territorio, puede resultar beneficioso favorecer unos u otros. Por el contrario, en las zonas agropecuarias sometidas a intensificación del uso del territorio, la restauración puede identificar actuaciones que permitan la coexistencia de la biodiversidad local y fomentar los servicios ecosistémicos que ofrece (Barral *et al.*, 2015; Rey Benayas y Bullock, 2012).

También se puede aplicar en medio marino, donde la conservación y restauración activa y/o pasiva de determinados enclaves implica, entre otros muchos beneficios, el incremento de los recursos pesqueros a medio y largo plazo, contribuyendo a la sostenibilidad del sector. Esto se ha puesto de manifiesto en diferentes puntos de la geografía, pese a la oposición inicial del gremio de los pescadores a corto plazo (Di Lorenzo, Claudet y Guidetti, 2016; Gell y Roberts, 2003).

Por último, quizá el ámbito más evidente sería restaurando ecosistemas terrestres más o menos naturales perturbados. Se trata de los escenarios sobre los que se diseñó originalmente la restauración ecológica y donde está más desarrollada la casuística. Son bosques, ríos y lagos, humedales, marismas, estuarios, pastizales, formaciones de matorral, etc.

Se trata de un sector económico emergente. Se ha calculado que, en el caso concreto de Estados Unidos, supone 221.000 empleos anuales (126.000 directos y 95.000 indirectos) y moviliza 25.000 millones de dólares (9.500 millones de dólares por ventas anuales y otros 15.000 de forma indirecta). Se trata de una estimación realizada con datos de hace nueve años (BenDor *et al.*, 2015), donde se destaca su rápido crecimiento. Esta novedosa actividad forma parte del sector denominado «economía verde» (energías renovables, edificación eficiente y otras industrias de bienes y servicios), caracterizado por un fuerte componente innovador que actúa como tractor de otros sectores que participan de sus procesos y/o productos.

7.2. Cómo se debe percibir al restaurador en el colectivo multidisciplinar

Cuando un experto en restauración de ecosistemas se incorpora en equipos multidisciplinarios, lleva consigo algunas diferencias en su aproximación técnica y metodológica que conviene explicar al resto de los profesionales. Cuando se trabaja con ingenieros agrónomos, de minas o de caminos, o arquitectos, entre

otros, estos profesionales trabajan con un grado de incertidumbre mínimo. Por ejemplo, en sus cálculos de estructuras o de estabilidad de taludes acotan la incertidumbre y la manejan con unos márgenes de seguridad que les permite tener certeza, o casi, sobre el resultado de sus diseños. En restauración ecológica esto no es así y conviene explicarlo. En primer lugar, explicar que los ecosistemas sobre los que se va a actuar son sistemas complejos, tanto por la diversidad y números de organismos vivos que los componen como por las condiciones ambientales dinámicas sujetas a cambios circadianos, estacionalidad, ciclos interanuales, etc., y todos los componentes interaccionando. Por otro lado, hay que explicar la incertidumbre inherente a trabajar en sistemas tan complejos y, por último, la gestión adaptativa como herramienta para manejar esa incertidumbre. Cuando el resto de los profesionales del equipo entienden esta realidad, la relación técnica es mejor. De otra manera, cuando se realiza una siembra, por ejemplo, se puede realizar en el periodo más adecuado para hacerla, pero una característica del clima mediterráneo es lo impredecible que son sus precipitaciones. Puede ocurrir que, a pesar de la planificación, no llueva y las semillas no germinen, o lo hagan y se sequen en estado de plántula. Se puede planificar un riego de establecimiento en caso necesario, pero la ausencia de precipitaciones es algo sobre lo que el restaurador nada puede hacer. Este ejemplo es bastante trivial, pero se puede ir complicando, al decidir acciones de restauración cuyos objetivos no se alcanzan o se desvían de los esperados y hay que replantear las técnicas, los objetivos, incluso cambiar el referente. Este proceso no se debe a la improvisación, mala gestión o falta de formación del restaurador, sino que es la práctica habitual en los proyectos de restauración ecológica.

La persona que diseña, ejecuta o monitorea un proyecto de restauración ecológica no es un jardinero, ni un agricultor, ni un silvicultor. No es el profesional encargado de poner «verde» el espacio a restaurar. Es el responsable de conducir el escenario hacia un estado funcional, autosuficiente y resiliente en la medida de lo posible, maximizando los servicios ecosistémicos que puede ofrecer, así como la biodiversidad que pueda albergar, mediante un modelo de referencia consensuado con las partes interesadas y adaptado al cambio climático u otros cambios ambientales previsibles.

8. Estructura de un proyecto de restauración ecológica

Tradicionalmente se describen cuatro fases en los proyectos de restauración (*figura XIV*): i) planificación y diseño, ii) ejecución, iii) seguimiento y evaluación y, finalmente, iv) mantenimiento y persistencia en el espacio restaurado una vez finalizado el proyecto (Gann *et al.*, 2019). Como es lógico, dada la infinita casuística de un proyecto de restauración, no siempre se podrán desarrollar las cuatro fases. Generalmente esto ocurre con más frecuencia con las dos últimas

fases y, en particular, con la última. De los noventa casos prácticos incluidos en el anexo I, sólo en un 22 % no se realizaron labores de seguimiento y evaluación, ni hubo ningún mecanismo de persistencia en el espacio restaurado que garantizara su evolución a largo plazo. En algunos casos puede faltar la fase segunda, de ejecución, porque tras en diagnóstico se identifica que la sucesión puede llevar el escenario hacia el ecosistema de referencia. Es lo que también se denomina restauración pasiva o regeneración natural porque no se ejecutan acciones de restauración, se deja que el sistema evolucione por sí mismo. En los escenarios en que esta opción es posible, suele ser la más eficiente y segura. No obstante, mantener las fases de seguimiento y evaluación, así como la permanencia en el espacio, es necesario o al menos muy recomendable. Así ocurriría, por ejemplo, en el [caso práctico de DUNA LAIDA](#), en el que han desaparecido los factores de perturbación que afectaban a un sistema de dunas costeras y se monitoriza cómo trabaja la sucesión secundaria para restaurar el espacio.

Además de esta ausencia de alguna o algunas fases en el desarrollo del proyecto de restauración, las diferentes fases no son necesariamente excluyentes, es decir, pueden solaparse en el tiempo, en particular la fase de seguimiento o monitoreo. Desde el momento en que se plantea desarrollar el proyecto, esta fase se puede activar al iniciarse la toma de datos sobre el espacio degradado.

Desarrollar un proyecto de restauración ecológica va a suponer una inversión de esfuerzos técnicos y materiales, generalmente durante plazos dilatados de tiempo. Conviene realizar algunas actividades previas o preliminares. La más relevante sería identificar las partes interesadas para restaurar el espacio: propietarios, gestores del territorio, Administración, principales sectores económicos, comunidad local, etc. Por otro lado, resulta necesario identificar sobre el terreno los factores de perturbación que han degradado el espacio. Valorar si siguen actuando, y en caso afirmativo valorar si en el ámbito del proyecto se podrá actuar sobre ellas de manera que el espacio se pueda restaurar, en particular si entre los grupos de interés identificados están las entidades que pueden facilitar o permitir la gestión de la perturbación. Estos dos elementos, grupos de interés y factores de perturbación, generalmente constituyen los puntos de confluencia de los principales impedimentos para acometer la restauración, por lo que conviene verificarlo de forma rápida. En caso afirmativo, habrá que realizar otras acciones diferentes a un proyecto de restauración que reconfiguren el espacio para poder restaurarlo. Esto no quiere decir que una vez realizado este rápido análisis de la situación luego no surjan problemas y dificultades, incluso impedimentos notables, pero al menos se han revisado los más recurrentes para atenuar los riesgos e incertidumbres sobre el desarrollo del proyecto (*figura XV*).

En los estándares de la SER (Gann *et al.*, 2019) se realiza una descripción general de las fases y elementos de un proyecto de restauración ecológica. Muchos de sus apartados son comunes a la realización de cualquier tipo de proyecto,

pues se trata de su adecuada gestión (cronograma, presupuesto, cumplimiento de la legislación vigente, etc.). Por lo tanto, en estos apartados no se va a incidir, pero sí en aquellos que, o bien presentan una dificultad técnica, o bien son muy diferentes. En particular se van a desarrollar los apartados correspondientes al diagnóstico ecológico, al modelo de referencia, a los enfoques de restauración y a los plazos de los proyectos y gestión adaptativa.

PLANIFICACIÓN Y DISEÑO

- IMPLICACIÓN Y COMPROMISO DE LAS PARTES INTERESADAS
- EVALUACIÓN DEL CONTEXTO
- PERMANENCIA EN EL TERRENO UNA VEZ FINALIZADO EL PROYECTO
- DIAGNÓSTICO ECOLÓGICO
- MODELO DE REFERENCIA
- VISIÓN Y OBJETIVOS DEL PROYECTO
- ACCIONES DE RESTAURACIÓN (en caso necesario)
- LOGÍSTICA DEL PROYECTO (permisos, financiación, cronograma, identificación de riesgos, etc.)
- IMPLEMENTAR EL PROCEDIMIENTO PARA APLICAR LA GESTIÓN ADAPTATIVA

IMPLEMENTACIÓN

- BUENAS PRÁCTICAS Y PERSONAL CON CAPACIDAD TÉCNICA ADECUADA
- INVOLUCRAR A LAS PARTES INTERESADAS
- INCORPORAR LOS PROCESOS NATURALES
- APLICAR LA GESTIÓN ADAPTATIVA

SEGUIMIENTO

- EJECUCIÓN DEL MONITOREO (iniciado en la planificación y diseño)
- GESTIÓN Y EVALUACIÓN DE LA INFORMACIÓN
- DEVOLUCIÓN DE RESULTADOS A LAS PARTES INTERESADAS

PERSISTENCIA

- MANTENIMIENTO A LARGO PLAZO

➤ **Figura XIV.** Estructura de un proyecto de restauración ecológica según los estándares de la SER.
Autoría: resumido de Gann *et al.*, 2019.

8.1. Puntos críticos en un proyecto de restauración ecológica

8.1.1. Grupos de interés, identificación y compromiso

La implicación en el proyecto de restauración de las entidades y colectivos relacionados con el espacio degradado resulta prioritaria. El propietario, ya sea un particular o una entidad o Administración pública del terreno, debe ser consciente y comprometerse no sólo al diseño e implementación del proyecto, sino también a un medio y largo plazo, garantizando lo que se ha denominado «permanencia en el espacio restaurado». Otras entidades competentes, como confederaciones hidrográficas o la autoridad ambiental, entre otras, conviene que estén informadas e involucradas en caso de que sus competencias sean necesarias para el desarrollo del proyecto. Hay que estudiar los sectores económicos implantados en el territorio, así como los colectivos sociales que usan o conviven con el espacio a restaurar, puesto que también es necesaria su participación y colaboración, o, al menos, que estén al corriente del proyecto, de sus objetivos y de sus beneficios. En caso de que el volumen del proyecto lo permita, resulta muy recomendable que esta parte se desarrolle adecuadamente, con dinámicas participativas realizadas por profesionales. De todos estos actores se puede obtener información muy valiosa para el proyecto de restauración, así como las expectativas que pueden tener sobre el espacio a restaurar, y bajo este marco colaborativo se deben devolver los resultados de estas consultas, es decir, cómo se ha implementado en el proyecto su aportación, o qué decisiones ha informado su participación, lo que permite o produce una vinculación de los agentes con el proyecto. Puede resultar de ayuda identificar en qué momentos del proyecto pueden ser más útiles y prácticas estas interacciones con los diferentes grupos. En definitiva, se busca un compromiso y/o acuerdo con todas las partes interesadas, de manera que la restauración se pueda desarrollar adecuadamente. Un proyecto con implantación territorial, en caso de no contar con la aceptación de sus usuarios, habitantes y grupos de interés, estará abocado al fracaso en el medio y largo plazo. Alinear los intereses resulta, por lo tanto, una labor de enorme trascendencia para el éxito del proyecto. Esta labor de acuerdo y compromiso puede resultar en nuevas sinergias territoriales que permitan el adecuado ensamblaje del espacio restaurado con los terrenos adyacentes, permitiendo la funcionalidad y conectividad a escala de pasaje.

Esta parte del proyecto de restauración de interacción con los grupos de interés se extiende durante el resto del proyecto. Fluctuará en intensidad, pero esta comunicación se debe conservar en la medida de lo posible. Es importante acompañar a estos agentes durante las diferentes fases del proyecto, comunicando los logros, dificultades y beneficios; divulgar y educar constituye la base para respetar y conservar.

8.1.2. Diagnóstico ecológico

Este diagnóstico persigue por un lado identificar las causas de perturbación y sus efectos, en particular los procesos ecológicos que han quedado bloqueados y que impiden o ralentizan la recuperación del sistema. Por otro lado, identificar cuál es el ecosistema o modelo de referencia (Gann et al., 2019; Balaguer et al., 2014) hacia el que orientar los esfuerzos de restauración. Este paso resulta esencial en un proyecto de restauración ecológica (Van Andel & Aronson, 2012; Whisenant, 1999).

Los espacios severamente degradados no se recuperan espontáneamente a una escala temporal humana (Aronson et al., 1993; Hobbs y Norton, 1996). El restaurador ecológico interviene en estos medios desbloqueando procesos ecológicos críticos con la intención de que el sistema tras la actuación evolucione espontáneamente en la dirección deseada. Así, la estrategia del restaurador no es imponer una solución acabada, sino que se desarrolla siempre bajo la máxima: «deja que el sistema haga su trabajo».

8.1.2.1. ¿Qué son los procesos ecológicos?

Se entiende como proceso ecológico cualquier cambio, o conjunto de cambios, que tiene lugar en el seno del ecosistema (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Estos cambios interactúan con la estructura ecosistémica, es decir, con los elementos que forman la arquitectura actual del ecosistema, para generar las funciones de los ecosistemas (TEEB, 2010). De manera general, estos procesos, o conjuntos anidados de cambios, pueden agruparse en cuatro bloques en los ecosistemas terrestres (Whisenant, 1999):

- Erosión y estabilidad del suelo.
- Flujos y reparto del agua.
- Retención y reciclado de nutrientes.
- Captura y transferencia de energía.

Identificar las causas de perturbación de un espacio y sus efectos sobre los procesos ecológicos es una de las claves del proceso de restauración. Cuando un

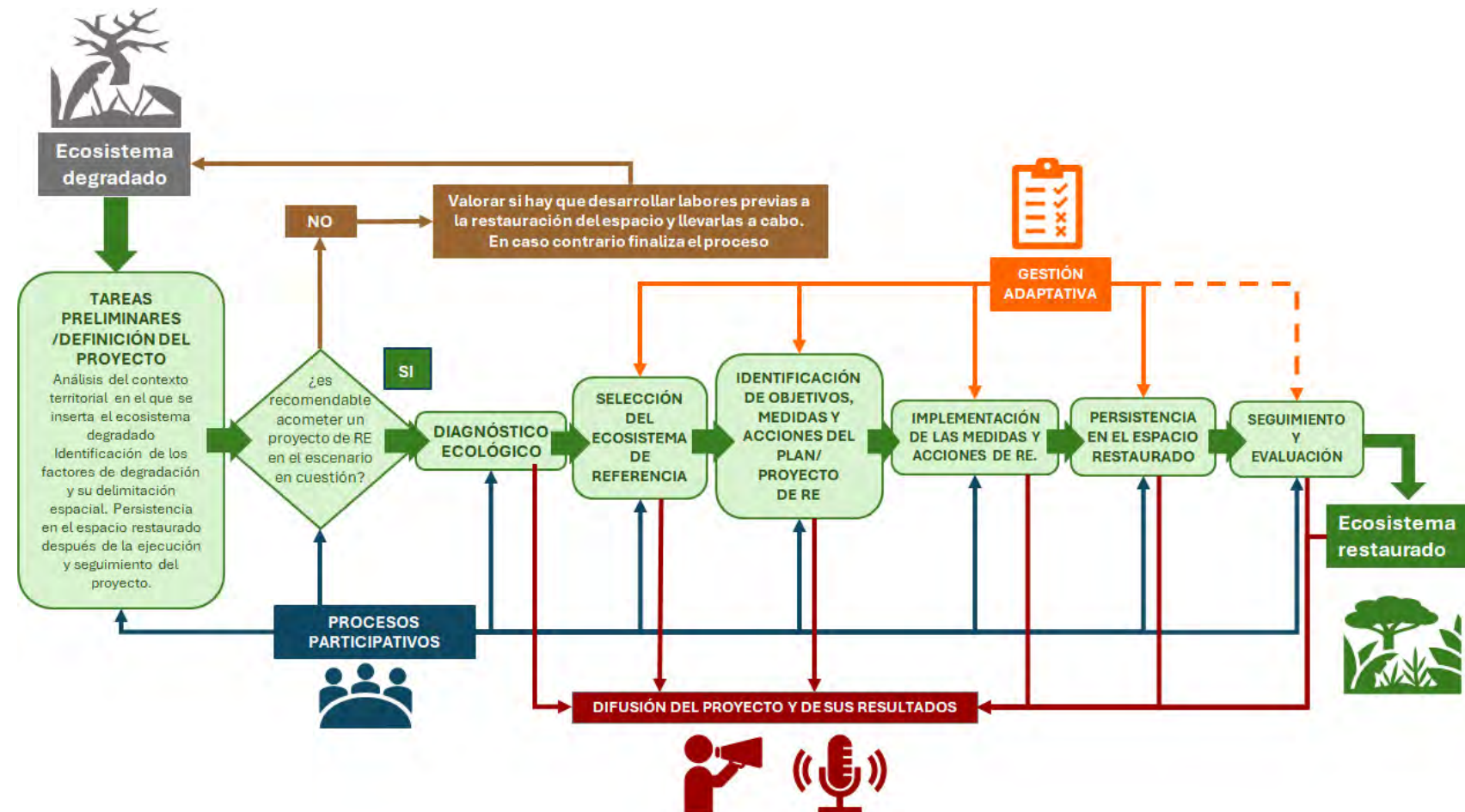


Figura XV. Flujograma del proceso de restauración ecológica.

profesional se inicia en la restauración ecológica es, sin duda, una de las cosas más difíciles. A este respecto cabe destacar cuando el doctor Whisenant (fallecido recientemente, en septiembre de 2022) presentó un caso de restauración en un curso en El Escorial desarrollado en 2004. Se trataba de un escenario de grandes dimensiones, unos 800 km². El espacio en cuestión era una estepa árida en Kuwait, en el extremo nororiental de la península arábiga. El espacio estaba severamente degradado por sobrepastoreo, paso de vehículos y, sobre todo, a raíz del conflicto bélico de principios de los noventa del siglo pasado. El diagnóstico que realizó fue claro, sencillo y certero: la degradación del espacio ha sido muy reciente, luego la memoria del ecosistema persiste en el espacio, gracias a las semillas, esporas y otros propágulos de los organismos que componen la comunidad. Su expresión está bloqueada por la movilidad del sustrato arenoso (*figura XVI y figura XVII*). La acción de restauración que propuso para desbloquear el reclutamiento y ensamblaje de la comunidad fue arrojar piedras de 10-20 cm de forma aleatoria sobre la superficie a restaurar. Se implementó la técnica y, en el periodo fenológico correspondiente, empezó la germinación de las plantas cuyas semillas estaban en el espacio, al igual que las esporas fúngicas, que iniciaron el desarrollo de sus micelios. A medida que se desarrollaban las raíces y las hifas al abrigo y sujeción de las pequeñas piedras, consolidaban y sujetaban el sustrato a su alrededor disparando el prodeso en cascada. Tras 14 años, se consiguió la restauración de los 800 km². El escenario nunca necesitó de mantenimiento, más allá de una gestión de usos y aprovechamientos sostenibles. La restauración, dado su tamaño, se puede observar en Google Earth. Si me permite el lector la confianza, cuando escuché esta conferencia me deslumbró y pensaba que la restauración ecológica sólo estaba al alcance de pocas personas, tocadas con un don que les capacitaba para visualizar los procesos ecológicos bloqueados, y cómo actuar sobre ellos para permitir que el sistema siga su evolución natural. Desde entonces, trabajo en esta rama de la ecología y le puedo garantizar que esta capacidad se aprende, con estudio y experiencia, aunque restauradores de la talla de Steve Whisenant hay pocos en el mundo.

Identificar las causas de la perturbación que degrada o ha degradado el espacio a restaurar resulta la primera aproximación. Interpretar cómo actúa sobre el ecosistema también puede ayudar a visualizar el proceso de degradación. En paralelo, conviene analizar la situación actual del espacio para evaluar cómo ha afectado al ecosistema. Gracias a este análisis se puede concluir el nivel de degradación del espacio y valorar los procesos ecológicos que resultan críticos.

En la visión de la restauración ecológica, la idea de que desbloqueando un proceso ecológico crítico se dispara una secuencia de cambios espontáneos se apoya en la concepción de los procesos ecológicos como parte de un sistema integrado y jerárquico, en el que los niveles que ocupan una mayor extensión espacial son también los que se reconfiguran más lentamente (Wu, 1999). Por este motivo, las posibilidades de que un proyecto concreto de restauración



genere un sistema más resiliente son mayores cuando se interviene sobre procesos que vinculan funciones ecosistémicas a través de diferentes escalas espaciotemporales (Peterson, Allen y Holling, 1998). Por lo tanto, se recomienda que, antes de diseñar la intervención a escala local, se analicen y contemplen los procesos ecológicos críticos siguiendo una aproximación tipo *zoom* desde las escalas más gruesas hacia las más finas o detalle (Suding y Hobbs, 2009).

Finalmente, es esencial comprender que la restauración ecológica de un espacio degradado concreto no dispara una secuencia lineal, en la que se suceden las etapas de una forma direccional, única y, por tanto, predecible. El papel del restaurador no se limita a acelerar o catalizar una secuencia predefinida, sino que en su mano está el orientar la evolución del sistema hacia una configuración o estado, seleccionando entre los varios posibles en el contexto de la metaestabilidad ecológica (Hilderbrand, Watts y Randle, 2005).

> **Figura XVI.** Arriba, estado de la estepa árida degradada previo a la restauración. En el centro, la comunidad de estepa empieza a desarrollarse en el entorno de las piedras arrojadas. Abajo, el estado final de la estepa tras el proceso de restauración. Véase el texto para una mejor comprensión. **Autor:** Steve Whisenant.



> **Figura XVII.** Microfotografía electrónica de barrido de hifas fúngicas entre los granos de arena. Se puede apreciar cómo constituyen una verdadera red que proporciona cohesión a este material altamente desagregado. **Autor:** Steve Whisenant.

Caja 1. Diagnóstico ecológico. No es un aguacate, ni una cebolla, ¡es un melón!

El profesor Balaguer realizaba descriptivos símiles sobre el diagnóstico ecológico, en este caso para entornos mineros (Balaguer, 2012):

«He visto personalmente, en algún país del Mediterráneo oriental, cómo los agentes del servicio forestal se disponían a ahoyar la roca caliza desnuda con martillos hidráulicos montados sobre excavadora de cadenas, para plantar plantones de dos savias de pino carrasco... Esta exótica visión es a la que yo llamo “aguacate”. Se pretende que el hueso duro aparezca revestido de una densa matriz verde. Por eso y por su exotismo intelectual, lo del aguacate. Esta visión, es con mucho la predominante en España. Sobre las bermas y taludes de la escombrera, sobre las repisas de los frentes, se pretende acoplar un revestimiento verde. Si hay, aportamos tierra vegetal para suavizar la yerma superficie de este duro hueso, y si no hay, pues se aporta algún tipo de mulch o acolchado, o sencillamente se escarifica la casilla o el hoyo de plantación.

Es divertido, porque en el siguiente escalón en la evolución de los planteamientos de restauración de espacios mineros, se sustituye el modelo aguacate por el modelo cebolla. Me refiero a cuando los responsables del diseño del protocolo de restauración son lo suficientemente sensibles y capaces como para visualizar que los sistemas ecológicos no están formados por dos capas sino por varias. El paso del aguacate a la cebolla representa un salto cualitativo tanto en lo conceptual como en la mayor probabilidad de éxito. Los proyectos cebolla plantean trabajar primero el relieve, después el suelo, después la vegetación, y normalmente asumen que luego vendrá la fauna, e incluso a veces anticipan que en algún momento vendrán los humanos que volverán a establecerse en aquel espacio para desarrollar sus diversas actividades. Los diseñadores en estos modelos tienen una concepción del mosaico de ecosistemas por capas. De ahí, lo de la cebolla. El trabajo de reconstrucción se plantea por capas. En ocasiones, justifican esta noción alegando que en realidad las diversas capas del ecosistema responden a una jerarquía entre distintos niveles, lo cual, en términos ecológicos es parcialmente cierto. Se aprecia con frecuencia en estos casos, que los autores se quedaron en la ecología que confrontaba el mundo abiótico (lo no vivo) con el mundo biótico (lo vivo). La ecología moderna es mucho más consciente de la importancia del entramado de procesos y de la dificultad para separar lo no vivo de lo vivo. A veces es el cambio en lo

abiótico lo que habilita el cambio biótico, pero no pocas veces es al revés, y, en todo caso, siempre se trata de un avance iterativo, en el que el producto de un cambio es tan sólo el sustrato de la siguiente transición. También con frecuencia, en el modelo de la cebolla, se echa en falta un principio fundamental de la restauración ecológica que se resume en la frase “deja que el sistema haga su trabajo”. Es decir, el restaurador, si es ecológico, no impone soluciones acabadas, sino que sólo desbloquea procesos para que sea el propio sistema el que se reconfigure. La cebolla es un valioso avance hacia el modelo ecológico de restauración, pero aún adolece de los principios fundamentales de la ecología.

Creo personalmente, que la restauración ecológica, se parece más a un melón. El melón se plantea ante el observador como un misterio que requiere una cata para que sepamos a qué atenernos. El melón requiere acercamiento, hay que cogerlo con calma y tiento en las manos. Hay darle palmaditas con mesura y escuchar como resuenan en su interior. Hay que apretarle los polos con la yema del dedo, para comprobar su resistencia... En restauración ecológica, el acercamiento es idéntico al del buen médico, es decir, el facultativo debe ser capaz de identificar por los indicios las causas del problema, para poder empezar a diseñar soluciones. No se parece al mal médico, que es aquel que se conforma con reconocer los síntomas más conspicuos e intenta paliarlos. El paciente tiene fiebre pues que se tome una aspirina, sin pretender atender las causas de la fiebre. Esta actitud es equivalente a la de aquellos restauradores farsantes que se quedan en que “como en la escombrera no hay vegetación” o “no hay árboles” pues habrá que plantar “árboles”, sin analizar las causas, los procesos y estructuras que regulan el funcionamiento del ecosistema. El ecosistema no se genera por adición de elementos, es el resultado de sinergias e interconexiones, y es por eso que no se puede resumir en el ensamblaje de capas diferenciadas. Ni dos, ni diez capas. El melón bajo la corteza no tiene capas. Apreciado lector, si usted en este momento siente la tentación de pensar que todos los modelos de restauración de un espacio minero requieren una importante fase de diagnóstico previo, simplemente hágase la siguiente pregunta: ¿Cuánto le cobran en euros por el diagnóstico? Y ¿cuánto por la ejecución? Si la respuesta es que el diagnóstico se lo hacen gratis, o cuesta unos centenares de euros, o simplemente no se sabe, y la ejecución se sube a las centenas de miles de euros, cuestiónese si no será que lo que ha contratado usted es un suministro de soluciones técnicas comercialmente disponibles. La restauración ecológica no se reduce al suministro, no se apoya en recetas, y requiere de un importante trabajo de campo inicial, seguido de un profundo



examen en gabinete y laboratorio, para finalmente entender qué debemos hacer en ese espacio concreto, que siempre presenta singularidades que lo hacen distinto, único. No hay dos escombreras iguales, no hay dos huecos mineros iguales. Se parece más a un trabajo artesano y, por tanto, el proyecto inicial debe de tener un coste y un valor diferenciales. Sorprendentemente, con frecuencia resulta más barata la restauración que cualquier otra aproximación, porque el esfuerzo invertido en el diseño de las soluciones abarata tremendamente los costes de ejecución y siempre minimiza, y en muchos casos evita, el tener que importar elementos exógenos al sistema».

8.1.2.2. ¿Qué es el modelo de referencia?

La SER define el modelo de referencia en sus estándares (Gann *et al.*, 2019) como un modelo que indica la condición esperada en la que habría estado el espacio de restauración si no se hubiera degradado (con respecto a la flora, fauna y otra biota, componentes abióticos, funciones, procesos y etapas sucesionales). Esta condición no es la condición histórica, sino que refleja los antecedentes y los cambios previstos en las condiciones ambientales.

El objetivo de la restauración ecológica no es volver al pasado. No es recuperar la situación original, previa a la perturbación. Sencillamente porque volver al pasado es termodinámicamente imposible y toda degradación ambiental severa conlleva una pérdida neta irreversible. Sin embargo, lo sucedido en el pasado permanece, al menos parcialmente, codificado y almacenado en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y de los paisajes. Esa fracción de información remanente recibe el nombre de «memoria ecológica» (Bengtsson *et al.*, 2003). Parte de esta memoria puede persistir de forma latente, y expresarse o activarse en un futuro, y parte perdura en los procesos activos que se originaron en el pasado y se proyectan hacia el futuro.

La memoria ecológica se almacena en el clima, en el relieve, en el suelo y en las comunidades de organismos, incluyendo a los seres humanos. Esta memoria es el componente histórico de la resiliencia de los ecosistemas. Desde esta perspectiva, la degradación supone una pérdida local de memoria y el objetivo de la restauración ecológica sería recuperar e inducir la expresión de esa memoria ecológica perdida con el fin de ofrecer soluciones coherentes y fundamentadas a problemas y demandas actuales. En la práctica, el restaurador ordena y reconstruye con los vestigios de memoria ecológica la secuencia de configuraciones que ha experimentado el espacio degradado a lo largo de su historia. Esa secuencia constituye lo que se conoce como «trayectoria ecológica» de los ecosistemas afectados. El restaurador debe, entonces, contrastar la trayectoria ecológica con la demanda social actual de los habitantes y agentes sociales relacionados con el espacio a restaurar. Finalmente, de este contraste debe obtener la configuración diana, denominada «referente histórico», cuyo interés radica en servir como guía para orientar el diseño y ejecución de las soluciones técnicas, desde la fase de redacción hasta la de seguimiento del proyecto de restauración (Balaguer *et al.*, 2014).

El ecosistema de referencia o modelo de referencia consiste en una abstracción, en proyectar el objetivo final de la restauración. Indudablemente esta abstracción se basa en ecosistemas específicos y reales. Se trata de un concepto muy debatido en el ámbito científico, recorriendo sus extremos, desde no reconocer este concepto de ecosistema de referencia hasta asumirlo

literalmente. No es objeto de este texto entrar en estas disquisiciones. Cada profesional tendrá oportunidad de posicionarse en base al estudio y experiencia desarrollada. Lo que resulta importante es visualizar un objetivo de restauración, porque de otra manera el proyecto puede resultar errático. Indudablemente, conocer la trayectoria del espacio ayudará a la restauración; no se debe olvidar que lo que se ve cuando se visita un espacio degradado es un instante concreto dentro de la trayectoria de ese espacio y de ese paisaje. Conocer esta inercia en la que está sumido el territorio es de suma utilidad para aportar fundamento al proyecto.

Es un hecho que se están produciendo cambios trepidantes y a escala global que deben implementarse en el proyecto de restauración: el cambio climático, cambios en el uso del territorio, y no hay que olvidar los regímenes de perturbación naturales de los ecosistemas. Estos tres factores deben considerarse tanto a la hora de evaluar la perturbación como para discriminar el modelo de referencia.

Respecto al cambio climático y cómo implementarlo o tenerlo en consideración en el ámbito de la restauración, hay un capítulo específico redactado para la Guía práctica de restauración ecológica (Mola, Sopeña y De Torre, 2018) por uno de los máximos especialistas nacionales, el profesor Valladares, quien considera que sigue de máxima actualidad, por lo que se ha rescatado para el presente manuscrito. Ya se están produciendo efectos notables en los ecosistemas a raíz del cambio climático: decaimiento de masas forestales; cambios en los tradicionales pisos de vegetación en las montañas, desplazándose en altura, particularmente preocupantes en las formaciones de las zonas altas, al no tener ya más montaña sobre la que desplazarse; y un incremento en la aridez, fruto tanto de la disminución de precipitaciones como del incremento de temperaturas, que supone cambios en los regímenes hidrográficos y en las comunidades biológicas, en particular sobre aquellas que se encuentran en su límite de distribución (finícolas). Esto último es francamente preocupante en la península ibérica, donde gran parte del territorio es fronterizo entre las regiones mediterráneas, atlántica y alpina. El accidentado relieve produce que estas fronteras se difuminen y amplíen. La resiliencia al cambio climático debe ser un apartado específico hoy en día en todos los proyectos de restauración ecológica (Timpane-Padgham, Beechie y Klinger, 2017).

Respecto a los cambios de uso, como ya se indicado, en el ámbito agrícola hay dos grandes tendencias, una al abandono y otra a la intensificación. Ambos escenarios con su casuística propia. En el ámbito forestal, el abandono puede suponer, por ejemplo, la existencia de masas forestales repobladas con todos los ejemplares de la misma edad en las que, si no se interviene mediante resalvos o entresacas, se llega a un estado estacionario, acumulando combustible y

con un enorme riesgo en caso de que se produzca un incendio. Efectivamente, los incendios forestales están incrementando su intensidad y extensión, por un efecto combinado del abandono de usos y el cambio climático (Herrero y Zabala, 2015).

Las perturbaciones naturales también deben ser objeto de consideración. Estos cambios en los ecosistemas, generalmente rápidos, incluso drásticos, y con gran efecto tanto sobre la estructura como sobre su funcionamiento, forman parte de las trayectorias ecológicas, suponen un rejuvenecimiento del ecosistema y una rotación de especies que garantiza la conservación adecuada de todo el conjunto. El proyecto no debe evitarlas o impedir las, sino integrarlas como un factor más en el proyecto. Incendios (naturales), inundaciones y tormentas de viento son algunas de las más frecuentes en nuestro país, junto a otras más esporádicas como erupciones volcánicas, terremotos, tsunamis, etc. A este respecto cabe mencionar, por ejemplo, cómo la regulación de los cauces de los ríos ha producido un control de avenidas naturales. Esto ha supuesto una modificación de las comunidades de ribera y su estructuración transversal en torno al cauce. Las defensas longitudinales frente a inundaciones suponen una salvaguarda para edificaciones, tierras de cultivo y otros bienes, pero también supone que se detiene el aporte de nutrientes que arrastran las avenidas a estas llanuras de inundación, incrementando su fertilidad. Ya existen proyectos que estudian un equilibrio entre la protección de determinados bienes y que el río se desborde en otros, de manera que los daños sean menores, ya que los grandes daños se producen cuando se rompen las estructuras de contención, o porque las propias estructuras de contención concentran los efectos en determinados puntos (a este respecto se puede ver el proyecto [Ebro Resilience](#)).

Otra consideración relevante durante la identificación del modelo de referencia es trabajar a distintas escalas y verificar el papel del espacio a restaurar en el paisaje, como ya se ha comentado. En la actualidad se está implantando la estrategia nacional de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas (*Orden PCM/735/2021, de 9 de julio, por la que se aprueba la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas*). Valorar el papel con el que puede contribuir la tesela del proyecto a procesos a mayor escala puede ser de suma utilidad. Esta estrategia busca que la biodiversidad pueda moverse por el territorio con las menores limitaciones posibles, conectando el territorio y restaurando allí donde sea necesario. El objetivo radica en generar una red ecológicamente coherente y estratégicamente planificada de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, diseñada y gestionada para la conservación de los ecosistemas y el mantenimiento de los servicios que nos proveen (MITECO, 2021). Que esta red sea funcional resulta esencial para detener la pérdida de biodiversidad, y en particular en el escenario de cambio climático.

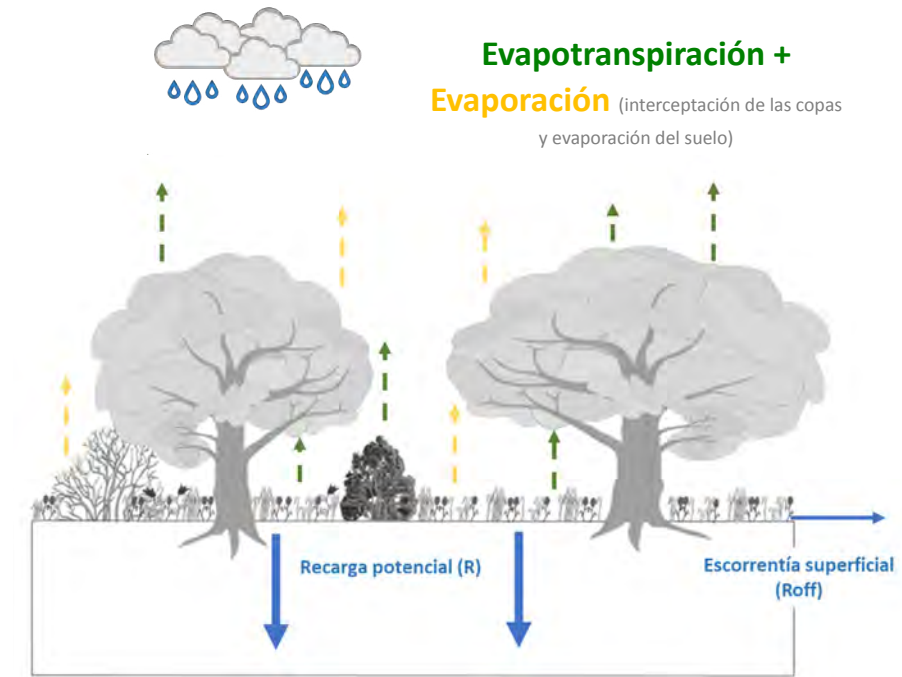
Evaluar el referente en términos de captación y secuestro de carbono, así como su efecto en el balance hídrico de la cuenca, también puede ayudar a definir y ajustar el modelo de referencia. Por ejemplo, hay un caso muy clarificador a este respecto. En una cuenca endorreica en el interior de Australia desapareció una laguna situada en el fondo de la cuenca. La desaparición fue paulatina. La población local solicitó la restauración de la laguna, ya que ofrecía diversos servicios a la comunidad. El diagnóstico identificó que, debido al abandono de la agricultura en numerosas laderas de la cuenca, se había producido un mayor desarrollo de vegetación leñosa autóctona. Esta vegetación capta más agua que la vegetación herbácea de los cultivos de cereal, de manera que el balance hídrico de la cuenca se desequilibró en favor de la fracción de agua verde (captada por la vegetación y evapotranspirada en gran medida) en detrimento de la fracción de agua azul (agua de escorrentía). Esto había producido un abatimiento del nivel freático del fondo de la cubeta, que a su vez impedía que se formara lámina de agua. Bien, este es el diagnóstico del espacio. El proceso ecológico crítico era la elevada transpiración de las nuevas formaciones que prosperaban en la zona, producía una fuga de recursos, en este caso de agua hacia la atmósfera mediante la evapotranspiración en detrimento de la recarga del acuífero. El referente ¿cuál sería? Las nuevas comunidades vegetales que se habían instalado en las zonas de cultivo eran nativas (*figura XVIII*). Se devolvió la información a la población local demandante de la restauración. Si querían restaurar la laguna, debían renunciar a las comunidades de vegetación leñosa que prosperaba en las laderas, al menos reducir su cobertura, y realizar algún tipo de mantenimiento de la vegetación para mantener la fracción azul con suficiente volumen para elevar el freático y que la laguna tuviera lugar. A escala regional, valorar la importancia de la presencia de un humedal o de un bosque nativo, en base a la escasez o abundancia de humedales, o si se trata de una zona con predominancia de agricultura intensiva con ausencia de parches de vegetación natural, puede ayudar a tomar decisiones. Aquí también cabe destacar el papel técnico del restaurador, quien obtiene la información y la organiza para una posterior toma de decisiones. En la mayoría de los casos, en base al modelo de referencia, las soluciones adecuadas pueden ser múltiples.

Para definir el modelo de referencia será necesario recurrir a múltiples fuentes de información. En primer lugar, inventariando cómo está el espacio a restaurar y los alrededores, qué especies y de qué tipo (nativas, alóctonas, amenazadas y/o protegidas, etc.) habitan el espacio. Analizar las características edáficas y topográficas. Conviene documentar bien la situación previa a la restauración para poder valorar los cambios que se producen. En unos casos se podrán utilizar fotografías y otras técnicas sencillas, y en otros se realizarán inventarios y catálogos más o menos exhaustivos, dependiendo del volumen y alcance del proyecto. Evaluar la

trayectoria ecológica mediante series de fotografías históricas puede resultar de gran ayuda. Se dispone de fotos aéreas desde mediados del siglo pasado para casi toda España, luego se puede obtener un registro de setenta años bastante completo. Tanto la Administración central del Estado (MITECO), mediante los [bancos de datos de la naturaleza](#), como las autonómicas, que disponen de sus propias herramientas, permiten obtener bastante información sobre el territorio. Diversas sociedades e instituciones disponen de repositorios para realizar consultas sobre biodiversidad ([Anthos: sistema de información sobre las plantas de España](#); [SIVIM: sistema de información de la vegetación ibérica y macaronésica](#); [GBIF: datos masivos de biodiversidad](#), que agrupa numerosas bases de datos científicas y de ciencia ciudadana como inaturalist, plantnet, ebird, etc.). Permiten realizar consultas por especie o en polígonos predefinidos. El proyecto Fauna Ibérica, aunque incompleto, junto con el recién finalizado, de flora ibérica, también suponen herramientas de mucha utilidad. La página de [conservación vegetal](#), de la Sociedad Española de Conservación de la Flora Silvestre, dispone de un interesante repositorio sobre legislación y conservación de flora. Los sistemas de información geográfica (SIG) permiten organizar y aglutinar gran parte de esta información, dotando al proyecto del imprescindible contenido espacial y, como se acaba de ver, también temporal mediante series de fotos o datos históricos. La página del [Instituto Geográfico Nacional](#) (IGN) también ofrece muchos recursos además de las ortofotos y fotos aéreas ya mencionadas, como topografías, modelos digitales del terreno, mapas de diversa tipología, etc. Afortunadamente, se dispone de numerosa información de calidad, que se puede incorporar al proyecto durante la fase de diagnóstico.

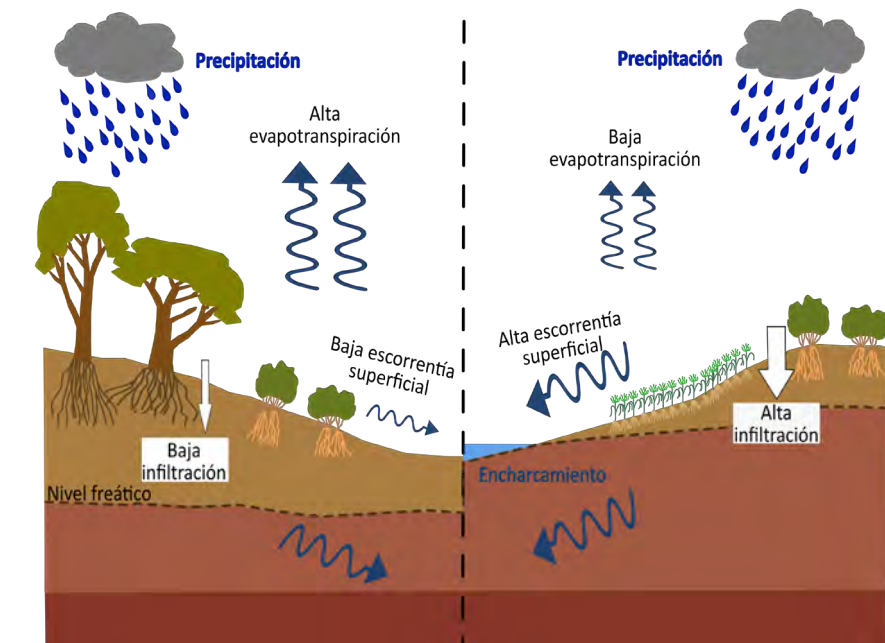
Una vez establecido el modelo de referencia, ya se dispone de un objetivo para el proyecto: llevar el escenario degradado hacia el referente. Ahora la clave está en qué acciones conviene realizar.

➤ **Figura XVIII.** En la figura superior, esquema donde se indica el reparto de la precipitación. Una parte es interceptada por las diferentes superficies (Int), otra parte la capta la vegetación (ET) y finalmente otra fracción recarga acuíferos (R) y/o abandona el espacio mediante escorrentía superficial (Roff). Se indican los componentes de la fracción azul y verde respectivamente. En la figura inferior, balance hídrico de los dos escenarios de la cuenca endorreica (véase el texto). A la izquierda, situación actual y, a la derecha, situación histórica cuando estaba la laguna. **Autores:** superior, Ignacio Mola; inferior: Steve Whisenant.



Agua azul (B): aprovechable por la sociedad que transcurre formando los flujos de escorrentía.

Agua verde (G): utilizada por la vegetación, fundamentalmente evapotranspirada



8.1.3. Identificar el enfoque adecuado para abordar el proyecto: ¿actuar o esperar?

La primera cuestión es valorar si el sistema conserva capacidad suficiente para retomar la trayectoria ecológica que conduzca el espacio al referente, o si por el contrario será necesario intervenir de forma activa (Gann *et al.*, 2019). Esta decisión necesita de la información recopilada durante el diagnóstico ecológico, donde se identifican los factores de perturbación y sus efectos sobre el ecosistema o qué procesos ecológicos se encuentran bloqueados, entre otros puntos. La capacidad de recuperación de los ecosistemas es grande y nunca deja de sorprender. Por este motivo, la primera decisión será valorar si el sistema puede recuperarse por sí mismo. Revisar los tres filtros del ensamblaje de comunidades, bióticos, abióticos y de dispersión, puede ayudar también en esta evaluación (Hulvey y Aigner, 2014). Esto generalmente ocurre cuando la degradación del espacio es leve. Se denomina entonces regeneración natural o espontánea (*figura XIX*). También puede denominarse restauración pasiva, haciendo referencia a esta no necesidad de implementar medidas de ayuda o asistencia al sistema para que evolucione en la dirección adecuada (Atkinson y Bonser, 2020). Incluso en zonas en las que ha desaparecido el factor de perturbación, por ejemplo, por el abandono de usos, y la regeneración natural ha restaurado el ecosistema, se afirma también que se ha restaurado pasivamente, a pesar de que no ha existido ninguna intencionalidad en el proceso (Chazdon y Guariguata, 2016; Uriarte y Chazdon, 2016). Esto ocurre en nuestro país, por ejemplo, en las zonas de bosques templados caducifolios, donde el abandono de usos está fomentando su extensión de forma natural y espontánea (véase el capítulo correspondiente a este grupo de ecosistemas).

Desde luego, la opción de la restauración pasiva es la más económica y eficaz cuando es posible. Si la perturbación del espacio es más severa, esta recuperación está bloqueada y, si no se actúa, no se producirá; será entonces en momento de diseñar medidas activas de restauración. Estas medidas deben ir dirigidas a reparar los procesos ecológicos bloqueados, como se ha insistido en el diagnóstico ecológico. En función de la intensidad de la perturbación, se tendrá que recurrir a la regeneración asistida o a la reconstrucción (Gann *et al.*, 2019), donde serán necesarias acciones conducentes para recuperar el daño biótico o abiótico infligido en el espacio: enmiendas físicas o químicas del sustrato, eliminación de especies invasoras, reintroducción de especies que no pueden llegar al espacio por sus propios mecanismos de dispersión, etc. En el caso de la reconstrucción, se indica la necesidad de la reintroducción de toda o gran parte de la comunidad biológica; se trata, por lo tanto, de casos de extrema degradación, generalmente a una escala espacial grande.

Algo que siempre se debe tener presente es que la restauración activa no tiene por qué resultar más rápida que la pasiva (Meli *et al.*, 2017). Por este motivo se

deben reconsiderar las medidas activas tendentes a agilizar el proceso. Además, se debe actuar bajo el principio de mínima intervención cuando sea posible. Evidentemente esto no es siempre posible, en particular en espacios severamente degradados, por ejemplo, en espacios mineros, donde la restauración geomorfológica puede resultar imprescindible para disponer de perfiles compatibles con el entorno. En este tipo de espacios tan perturbados, el espacio en sí puede constituir un foco de perturbación para el entorno, por ejemplo, emitiendo sedimentos en tasas insostenibles.

8.1.4. Los plazos de un proyecto y los plazos de la restauración de un ecosistema. Un nuevo modelo de gestión

Los plazos más frecuentes de los proyectos suelen ser de uno, dos, tres o, a lo sumo, cuatro años. En el apartado de «Complejidad» se indica, fruto de las evaluaciones de los proyectos de restauración, independientemente del tipo de ecosistema, que los espacios restaurados sólo recuperan parcialmente su estructura, función y servicios tras décadas o siglos. Efectivamente, los plazos en los que se mueven los proyectos tradicionales y los que necesitan los ecosistemas difieren radicalmente. En particular, este proceso se agrava en medios secos y semiáridos tan frecuentes en la geografía de la península ibérica, donde limitantes ambientales ralentizan las dinámicas ecosistémicas.

Cuando se observa un ecosistema en buen estado de conservación, probablemente ha tardado décadas o siglos en alcanzar esa configuración de equilibrio estable (Lovich y Bainbridge, 1999). Si ese ecosistema se degrada, ¿resulta razonable pensar que, en dos, tres, cuatro años se podría restaurar?, efectivamente parece poco realista trabajar en esos plazos tan discordantes entre los tiempos que necesitan los ecosistemas para reconfigurarse, aunque se les preste ayuda mediante acciones de restauración, y los plazos habituales del desarrollo de proyectos. La forma más recurrente para escapar de esta constricción es la de solapar varios proyectos en el tiempo. Existen diversos casos en España y en particular utilizando como herramienta de financiación el programa LIFE de la Unión Europea. Quizá, en primer lugar, convendría aclarar que este programa no tiene un límite temporal estricto para ejecutar un proyecto. La media son cinco años (proyectos de restauración del subprograma naturaleza y biodiversidad del periodo 2010-2022), aunque los hay que duran el doble (9-10 años). Luego, durante su evaluación dentro del proceso competitivo, la sostenibilidad del proyecto en el tiempo, es decir, la previsión de cómo se va a garantizar que lo conseguido en el proyecto se mantenga en el medio y largo plazo (after life), puntúa y revaloriza el proyecto. Si una vez finalizado el proyecto se detectan nuevas necesidades de restauración, se puede diseñar un nuevo proyecto para seguir los trabajos. Este sería el caso de la restauración en El Saler en Valencia mediante el proyecto Life Duna - Life Enebro ([ver repositorio de casos prácticos, nº 47](#)). Por lo tanto, se

está produciendo un cambio en los formatos de financiación que conviene consolidar y extender para que se ajusten a las necesidades reales de los proyectos de restauración ecológica.

Otro problema radica en que en los proyectos habituales se diseña una actuación, se desarrolla y se monitoriza en su caso, pero la propia gestión adaptativa puede recomendar retrasar actuaciones o esperar a ver resultados antes de dar el siguiente paso. Estas nuevas planificaciones son poco habituales, y resulta muy complicado de transmitir al promotor del proyecto que no todas las actuaciones pueden planificarse de forma adecuada al inicio de la restauración, porque como se ha venido indicando la idea es reconducir al espacio en una trayectoria de recuperación adecuada. Por otro lado, se plantea la mínima intervención, por lo que la propia metodología supone en muchos casos hacer y esperar a ver los resultados para valorar si es necesario seguir actuando, o si por el contrario el sistema ya se encuentra en la trayectoria adecuada y evoluciona de forma natural. Este es uno de los motivos por los que la permanencia en los espacios restaurados resulta importante.

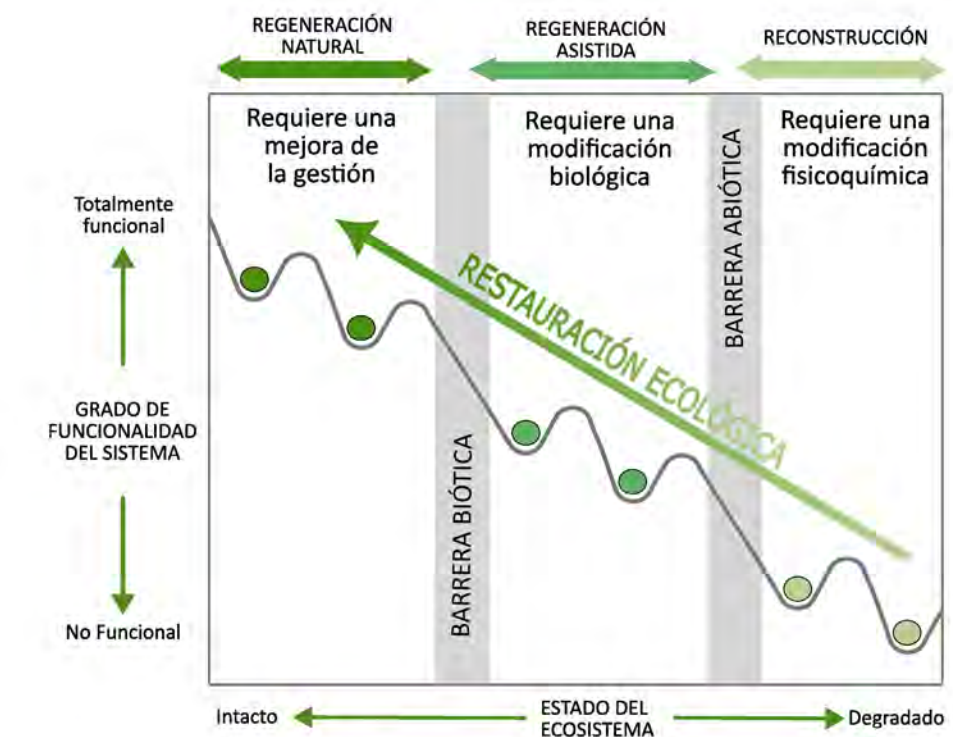


Figura XIX. Modelo conceptual de degradación ecosistémica y sus respuestas a la restauración. *Autoría:* modificado de Keenleyside et al. (2012), Whisenant (1999) y Hobbs y Harris (2001).

Es evidente que, según la magnitud de los objetivos planteados, y el grado de exigencia del promotor del proyecto, puede afrontarse la incertidumbre con distintos grados de ambición dentro del esquema de la gestión adaptativa. El reto consiste en encontrar el balance correcto entre adquirir nuevo conocimiento para reducir la incertidumbre y alcanzar, en el menor tiempo posible los mejores resultados. Este compromiso entre calidad y tiempo de ejecución genera un rango de aproximaciones que abarca desde la gestión adaptativa pasiva basada en un único modelo hasta la gestión adaptativa activa basada en una aproximación experimental. Las diferencias vienen definidas por la medida en la que aprender o tomar consciencia del funcionamiento del mosaico de ecosistemas a restaurar es un subproducto deseable, pero colateral, derivado del grado de consecución del objetivo principal, o se trata de un objetivo prioritario del proyecto. Desarrollamos brevemente a continuación estos dos niveles o grados de ambición.

1. Gestión adaptativa pasiva. De forma general, la gestión pasiva es la más común por ser la más económica y la que puede ejecutarse en un menor tiempo. Sin embargo, es la que encierra un mayor riesgo en cuanto al éxito en la consecución de objetivos y en cuanto a imprevistos posteriores tras la ejecución del proyecto. En el caso de la gestión pasiva, la caracterización del funcionamiento del sistema no es un objetivo del proyecto. En este esquema, se pretende restituir el capital natural o los servicios ecosistémicos, registrando durante el seguimiento las incidencias inesperadas, e integrándolas durante la ejecución del proyecto de restauración como correcciones sobrevenidas que condicionan la toma de decisiones al concluir cada una de las fases. Se trata de una aproximación en la que las disconformidades se analizan y sus causas se integran en lo que se ha denominado un «ciclo de aprendizaje estratégico o continuo». El esquema adaptativo —tanto el pasivo como el activo— se apoya en el contraste de las hipótesis que se recogen en el modelo o modelos de evolución del sistema restaurado, definidos previamente en el proyecto de restauración. Otra diferencia es que lo aprendido se incorpora durante la ejecución del propio proyecto y no se reserva para proyectos futuros.

2. Gestión adaptativa activa. Sería el modelo preferente en el caso de trabajar en escenarios sobre los que se dispone de poco conocimiento y experiencia de restauración o, por el contrario, en aquellos escenarios donde la exigencia de los objetivos sea máxima. Lo que caracteriza a la aproximación activa es que aprender sobre la eficacia y eficiencia de las medidas de restauración aplicadas a lo largo del seguimiento que se lleva a cabo durante la ejecución del proyecto es, en sí mismo, un objetivo explícito del proyecto. Esto tiene importantes consecuencias en la estructura y duración del proyecto, que detallamos a continuación:

- El proyecto incluye objetivos que se implementan en la ejecución del proyecto como diseños experimentales en los que se contrastan hipótesis, se obtienen datos sobre el funcionamiento del sistema, que se testan estadísticamente y se interpretan y discuten con el fin de alcanzar conclusiones sobre las que fundamentar las decisiones en cada fase de actuaciones.
- Más allá de la zonificación del área a restaurar en función de las distintas medidas para cada espacio singular, los proyectos que adoptan un esquema de gestión adaptativa activa definen, dentro de una o varias de estas zonas, un reducido número de áreas. Cada una de estas áreas se denomina «área» o «unidad de gestión adaptativa». A su vez, en el interior de estas áreas, se establecen parcelas a modo de réplicas, en las que se ensayarán distintas soluciones, al menos tres réplicas por cada solución o tratamiento. Existe una alternativa a este diseño, menos costosa, aunque algo menos fiable, que no requiere utilizar parcelas, sino que se limita a comparar los resultados obtenidos en las unidades de gestión adaptativa con las predicciones de un modelo virtual.

Este esquema de gestión adaptativa activa es, con mucho, el más riguroso y exigente en la gestión de la incertidumbre sobre la evolución de los sistemas complejos, pero el coste de esta mayor ambición se traduce en una mayor duración. Y, con ello, en un mayor coste de oportunidad en aquellos casos en los que una intervención con resultado a corto plazo —aunque con un mayor riesgo asociado— puede resultar más rentable.

Se debe hacer hincapié en la relevancia de las labores de seguimiento mediante indicadores para fundamentar adecuadamente la toma de decisiones en este modelo de gestión adaptativa. A este respecto, se ha solicitado a los diferentes autores de los capítulos que identifiquen los indicadores más extendidos dentro de sus ámbitos concretos.

Informar al promotor del proyecto de restauración sobre estos problemas de plazos y estrategias de gestión resulta imprescindible. Debe hacerse bajo la premisa de que invertir en el diseño del proyecto implica generalmente ahorrar en costes de ejecución material y, sobre todo, reducir incertidumbre sobre los resultados.

A continuación, el libro prosigue con lo que se ha denominado «bloques temáticos» o «capítulos centrales», un total de veinticinco. Doce están dedicados a grupos de ecosistemas. Para estos capítulos se solicitó a los autores que indicaran las perturbaciones más frecuentes, recomendaciones que se deben tener en cuenta, técnicas e indicadores útiles para llevar a cabo proyectos en el ámbito de estos grupos de ecosistemas. Seguidamente, están los capítulos dedicados a factores de perturbación, cuatro en total, donde se pidió una definición de estos factores, sus efectos y recomendaciones para revertir la degradación que originan; lecciones aprendidas y recomendaciones, así como las mejores metodologías para restaurar espacios afectados por estos factores e indicadores para realizar el adecuado seguimiento. Por último, hay una docena de capítulos denominados transversales que intentan recoger cuestiones recurrentes en proyectos de restauración y que hay que considerar y tener en cuenta. Se trata de restauración de suelos, polinizadores o cambio climático, entre otros. A continuación de los bloques temáticos, el lector podrá adentrarse en el análisis de los casos prácticos que constituyen el anexo I (porfolio con noventa casos prácticos), que bien puede constituir un reflejo de cómo y qué se está desarrollando en el ámbito de la restauración en España (hay un caso que se desarrolla en Chile).

Bibliografía

- Aronson, J. *et al.* (1993) Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A View from the South, *Restoration Ecology*, 1(1), pp. 8-17.
- Aronson, J., Milton, S. y Blignaut, J. (2007) *Restoring Natural Capital: Science, Business, and Practice*. Washington: Inland Press (The Science and Practice of Ecological Restoration).
- Atkinson, J. y Bonser, S. (2020) "Active" and "passive" ecological restoration strategies in meta-analysis, *Restoration Ecology*, 28(5), pp. 1032-1035.
- Balaguer, L. (2012) *Restauración ecológica: otra forma de hacer las cosas*. Ponferrada (León): s. n.
- Balaguer, L. *et al.* (2014) The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept, *Biological Conservation*, vol. 176, pp. 12-20.
- Barral, M. *et al.* (2015) Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 202, pp. 223-231.
- BenDor, T. *et al.* (2015) Estimating the Size and Impact of the Ecological Restoration Economy, *PloS One*, 10(6).
- Bengtsson, J. *et al.* (2003) Reserves, Resilience and Dynamic Landscapes, *Journal of the Human Environment*, 32(6), pp. 389-396.
- Bot Mad *et al.* (2023). *Madrid flora urbana. Catálogo de la flora silvestre urbana, Lista Roja y recomendaciones para la gestión del patrimonio botánico de la ciudad*. Ed. Doce Calles. Aranjuez. 589 pp.
- Ceballos, L. (1945) La reconstrucción de nuestra selva. Tres coníferas mediterráneas de estado progresivo. Madrid: Escuela Especial de Ingenieros de Montes. Disponible en: <https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/633062/115.pdf/a3582f68-8b49-f849-74c2-8fe7ef7d3390?t=1462874648000>
- Chang, C. y Turner, B. (2019) Ecological succession in a changing world, *Journal of Ecology*, vol. 107, pp. 503-509.
- Chazdon, R. y Guariguata, M. (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges, *Biotropica*, 48(6), pp. 716-730.
- Choi, Y. *et al.* (2008) Ecological Restoration for Future Sustainability in a Changing Environment, *Écoscience*, 15(1), pp. 53-64.
- Clements, F. (1916) *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Washington DC: Carnegie Institution Publication.
- Clewell, A., Aronson, J. y SER (2013) *Ecological restoration: principles, values and structure of an emerging profession*. Washington: Inland Press (Science and practice of ecological restoration).
- Comisión Europea (2020) *Estrategia de la UE sobre la biodiversidad de aquí a 2030. Reintegrar la naturaleza en nuestras vidas*. S. l.: s. n.
- Di Lorenzo, M., Claudet, J. y Guidetti, P. (2016) Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component, *Journal for Nature Conservation*, vol. 32, pp. 62-66.
- Dobson, A., Bradshaw, A. y Baker, A. (1997) Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology, *Science*, vol. 277, pp. 515-521.
- FAO, IUCN CEM y SER (2021) *Principles for ecosystem restoration to guide the United Nations decade 2021-2030*. Disponible en: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/publications/principles_for_ecosystem_res.pdf [Último acceso: 29 de marzo de 2023].
- Gann, G. *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration, *Restoration Ecology*, 27(S1), pp. 1-46.
- García Leyton, L. (2004) *Aplicación del análisis multicriterio en la evaluación de los impactos ambientales*. Tesis doctoral. Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña.
- Gell, F. y Roberts, C. (2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves, *Trends in Ecology & Evolution*, 18(9), pp. 448-455.
- Hayward, M. *et al.* (2019) Reintroducing rewilding to restoration-Rejecting the search for novelty, *Biological Conservation*, vol. 233, pp. 255-259.
- Herrero, A. y Zabala, M. (2015) *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Hilderbrand, R., Watts, A. y Randle, A. (2005) The Myths of Restoration Ecology, *Ecology and Society*, 10(0), p. 19 *online*.
- Hobbs, R. y Harris, J. (2001) Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium, *Restoration Ecology*, vol. 9, pp. 239-246.
- Hobbs, R. J. y Norton, D.A. (1996) Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology, *Restoration Ecology*, 4(2), pp. 93-110.
- Hobbs, R. y Suding, K. (2009) *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*. Washington: Inland Press.
- Hulvey, K. y Aigner, P. (2014) Using filter-based community assembly models to improve restoration outcomes, *Journal of Applied Ecology*, vol. 51, pp. 997-1005.
- Jeanneret, P. *et al.* (2021) Agroecology landscapes, *Landscape Ecology volume*, vol. 36, pp. 2235-2257.
- Keenleyside, K. *et al.* (2012) *Ecological restoration for protected areas: principles, guidelines and best practices*. Gland. Switzerland: UICN.
- Lovich, J.E. y Bainbridge, D. (1999) Anthropogenic Degradation of the Southern California Desert Ecosystem and Prospects for Natural Recovery and Restoration. *Environmental Management*, vol. 24, n.º 3, pp. 309-326.
- Martín-Duque, J. *et al.* (2012) Restoring earth surface processes through landform design. A 13-year monitoring of a geomorphic reclamation model for quarries on slopes, *Earth Surface. Processes and Landforms*, 35(15), pp. 531-548.
- McDonald, T. *et al.* (2016) *International standards for the practice of ecological restoration - including principles and key concepts*. Washington, DC: Society for Ecological Restoration.
- Meli, P. *et al.* (2017) A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery, *PloSOne*.

Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washinton DC.: Island Press.

Miller, B. *et al.* (2016) A framework for the practical science necessary to restore sustainable, resilient, and biodiverse ecosystems, *Restoration Ecology*, 25(4), pp. 605-617.

MITECO (2021) *Estrategia Nacional de la Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas*. Madrid: MITECO.

MITECO (2023) *Tipos de hábitat de interés comunitario*. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_tipos_habitat_IC.aspx [Último acceso: 2 abril 2023].

Mola, I. *et al.* (2011) Roadside Reclamation Outside the Revegetation Season: Management Options under Schedule Pressure, *Restoration Ecology*, 11(1), pp. 83-92.

Mola, I., Sopeña, A. y De Torre, R. (2018) *Guía práctica de restauración ecológica*. Madrid: Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Myers, N. *et al.* (2000) Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities, *Nature*, 403(6772), pp. 853-858.

Palmer, M., Zedler, J. y Falk, D. (2016) Ecological Theory and Restoration Ecology. En: *Foundations of Restoration Ecology*. Washington, DC: Island Press, pp. 3-26.

Peltzer, D. *et al.* (2010) Understanding ecosys-tem retrogression, *Ecological Monographs*, vol. 80, pp. 509-529.

Peterson, G., Allen, C. R. y Holling, C. S. (1998) Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale, *Ecosystems*, 1(1), pp. 6-18.

Rey Benayas, J. y Bullock, J. (2012) Restoration of Biodiversity and Ecosystem Services on Agricultural Land, *Ecosystems*, vol. 15, pp. 883-899.

Rivas-Martínez, S. (1987) *Memoria y mapa de series de vegetación de España*. Madrid: ICONA.

SER y Tucson: Society for Ecological Restoration International (2004) *Primer on Ecological Restoration*, s.l. Disponible en: www.ser.org

Suding, K. N. y Hobbs, R. J. (2009) Threshold models in restoration and conservation: a developing framework, *Trends in Ecology & Evolution*, 24(5), pp. 271-279.

TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and Economic Foundations*. London and Washington: Earthscan.

Terradas, J. (2001) *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámicas de las comunidades y paisajes*. Barcelona: Omega.

Timpane-Padgham, B., Beechie, T. y Klinger, T. (2017) A systematic review of ecological attributes that confer resilience to climate change in environmental restoration, *PLoS ONE*, 12(3).

Uriarte, M. y Chazdon, R. (2016) Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps, *Biotropica*, 48(6), pp. 915-924.

Van Andel, J. y Aronson, J. (2012) *Restoration ecology: the new frontier*. Nueva York: John Wiley & Sons.

Whisenant, S. (1999) *Repairing Damaged Wildlands*. Cambridge: Cambridge University Press.

Wu, J. (1999) Hierarchy and Scaling: Extrapolating Information along a Scaling Ladder, *Canadian Journal of Remote Sensing*, 25(4), pp. 367-380.



1. Bloque temático

Ciudades

> *Autor:* Ignacio Mola Caballero de Rodas.

Felipe Domínguez Lozano¹, Agustí Agut Escrig², Pedro Muradás Montesinos³, Nuria Preciado Franch³, Paloma Cristóbal Martín³

¹Unidad de Botánica. Facultad de Biología. Universidad Complutense de Madrid.

²Unidad de Anillo Verde y Biodiversidad. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz.

³Fundación Biodiversidad. Área de Ciudades.

1. Definiciones

Definir una ciudad siempre le corresponde a un experto de otras disciplinas porque, efectivamente, las ciudades son obra exclusiva de la acción humana. Los ecosistemas naturales (bosques, lagos, montañas) son modelados por la historia geológica y la biología; algunos son producto de actividades antrópicas, aunque su base sigue siendo en gran medida biológica (agrosistemas, estepas ganaderas, embalses, etc.), pero las ciudades se crean como asentamientos humanos permanentes, *a priori* fuera de los ecosistemas naturales. Para la biodiversidad, se pueden definir por una negación: la ausencia de naturalidad. Esta falta de naturalidad es debida a una densidad de seres humanos elevadísima y al consiguiente grado de transformación de los hábitats ocupados, dos propiedades que se usan, precisamente, para ofrecer la noción de ciudad más aceptada para las disciplinas biológicas.

En relación con la biodiversidad, el nuevo sistema urbano (ecosistema urbano) tiene algunas características:

- El conjunto de especies urbanas es diverso y está filtrado por las transformaciones urbanísticas. A él contribuyen las especies alóctonas. Es frecuente el desplazamiento de especies autóctonas regionales hacia hábitats secundarios (ruderales). Además, surge el grupo de especies domésticas (o explotadoras urbanas) muy comunes y extendidas en todo el ambiente urbano. Estos procesos de configuración de la biodiversidad urbana son comunes a muchas ciudades, lo que lleva a hablar de una homogeneización de las biotas urbanas.
- Algunas de las perturbaciones urbanas son únicas (sobre todo las relacionadas con la eliminación y/o sellado del suelo nativo), y además se producen de forma rápida y continuada. La consecuencia para la biodiversidad es un hiperdinamismo de las comunidades urbanas: rápida sustitución de unas especies por otras y presencia constante de perturbaciones. Además, la fundación de la ciudad con la aparición más o menos súbita de un territorio nuevo urbano conllevó una alteración extrema de la biota original que tuvo como consecuencia la pérdida de las especies más raras y la ruptura de patrones biogeográficos (colonización-extinción, supresión o creación de barreras).

- Posteriormente (una vez urbanizado), el espacio llega a un equilibrio muy dinámico (en términos biológicos), que permite la creación de nuevos nichos que pueden ser colonizados. En fauna, cuando se construye una infraestructura, se habla de un periodo de ahuyentamiento durante la construcción, y cuando la infraestructura está operativa, se inicia una fase de recolonización (de aquellos animales capacitados), porque la infraestructura aparece como un nuevo filtro ambiental en el ensamblaje de las comunidades.
- Contacto súbito entre la ciudad y las áreas naturales por el rápido crecimiento del ambiente periurbano. Además de las consecuencias para los espacios protegidos (riesgo de modificaciones del límite de área protegida o pérdida de superficie por reformulación de los deslindes e invasión de esta), también puede suponer la entrada en la ciudad de especies emblemáticas y protegidas (por ejemplo, en el caso de los grandes vertebrados) (**figura 1**).

Tenemos al menos dos disciplinas que pueden ayudar en la gestión de la biodiversidad urbana:

- Biología de la conservación: gestión de especies que habitan en el ámbito urbano y/o periurbano para asegurar su viabilidad futura (íntimamente relacionada con la rareza).
- Restauración ecológica: gestión de lugares degradados para recobrar el ecosistema natural y su funcionamiento. Para el caso de las ciudades, basándose en el conocimiento de las restauraciones en otros medios y las soluciones basadas en la naturaleza, se establece un marco de trabajo en función de las posibilidades de escenario concreto —un descampado, una ribera urbana, un parque público, etc.—, orientado a mitigar los efectos indeseados de la urbanización.



Figura 1. Panorámica del ambiente periurbano en la ciudad de Vitoria-Gasteiz. En primer plano, un área natural, los humedales de Salburua donde se conserva una de las pocas poblaciones estables de visón europeo, especie en peligro; en segundo plano, cultivos y restauraciones periurbanas dedicadas a consolidar el Anillo Verde que rodea la ciudad; al fondo, el núcleo urbano.

2. Objetivos

La práctica de la restauración ecológica en entornos urbanos adquiere un grado de complejidad adicional. La ciudad aporta elementos únicos y diferenciadores, multiplicándose las relaciones ecológicas respecto a las que muestra el medio natural, o incluso otro tipo de espacios cuya problemática —antropogénica— a resolver puede considerarse en principio más simple, como la degradación generada por la actividad industrial, minera, etc. La renaturalización urbana, a la que contribuyen las actuaciones de restauración, es una disciplina técnica incipiente y actualmente en desarrollo, en lo que a consolidación de un marco conceptual, metodologías y herramientas se refiere. Pero nos parece oportuno señalar aquí que la renaturalización urbana debería perseguir una mejora en la convivencia entre el mundo biológico urbano y las necesidades de los habitantes de la ciudad. El aumento del bienestar de los habitantes de la ciudad debe complementarse con la permanencia y conservación de los elementos naturales urbanos (especies y espacios).

En este contexto, la meta original de la restauración ecológica en las ciudades está relacionada con la conservación de la biodiversidad (especies y hábitats), el mantenimiento de los servicios ecosistémicos y el bienestar de los ciudadanos, buscando una mejora de su salud, no sólo física, sino también mental. La restauración busca una adecuación del medio urbano y periurbano a las necesidades de una vida saludable, un aire limpio y un entorno acogedor. Por otro lado, la biología de la conservación urbana busca hacer compatibles las capacidades evolutivas de especies y hábitats amenazados con el desarrollo de la ciudad.

Entre los servicios ecosistémicos directamente atribuibles a la aplicación de soluciones basadas en la naturaleza en entornos urbanos, debe señalarse la preparación de las ciudades al cambio climático, contribuyendo en parte a mitigar los efectos negativos del aumento de las temperaturas y, sobre todo, a reducir la vulnerabilidad de la ciudad frente a la previsible mayor recurrencia y severidad de fenómenos extremos. Otro objetivo relevante es la recuperación de espacios degradados producto del dinamismo urbano, mejorando su calidad ambiental y la capacidad de acogida de especies silvestres. En estos lugares restaurados se busca un reencuentro entre los habitantes de la ciudad y la naturaleza. Efectivamente, tal y como proclama la Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea, «reintegrar la naturaleza en nuestras vidas» es una medida esencial para concienciar a la población, mayoritariamente concentrada en las ciudades, sobre la necesidad de detener la pérdida de biodiversidad y de restaurar los espacios degradados.

Finalmente, la restauración ecológica urbana persigue una renaturalización de los espacios allí donde sea posible, una gestión de la flora y fauna silvestre urbana y periurbana que contemple el restablecimiento de una composición de especies más natural, tomando como referente las especies de las comunidades naturales de las proximidades de la ciudad. Se trata de favorecer, en

la medida de lo posible, la presencia en la ciudad de las especies más representativas de esa naturalidad perdida (especies características), reduciendo la homogeneización biótica. Además, otro objetivo es evitar las discontinuidades entre territorios vecinos, para que la ciudad pueda ser permeable a la biodiversidad de los territorios colindantes, sin ser puente para especies exóticas o plagas.

Para la consecución de estos objetivos se adoptan ideas y formas de trabajar de los dos enfoques mencionados. De la biología de la conservación se utilizan

las experiencias en mitigación de presiones y amenazas a especies (gestión demográfica para la conservación, entre otras) y los refuerzos poblacionales o las reintroducciones (objetivos centrados en medir la supervivencia de una especie, en este caso las especies protegidas, amenazadas y raras urbanas y periurbanas o características de naturalidad) o el desarrollo de espacios naturales protegidos urbanos (usualmente, pero no sólo en la forma de microrreservas). De la restauración ecológica se toma el fin último: asegurar el funcionamiento del ecosistema y no sólo de las especies raras. Recoge la necesidad de incorporar procesos naturales como los ciclos del agua y nutrientes a la dinámica de la ciudad.

Un continuo de actividades para mejorar y restaurar nuestro entorno

incrementando la biodiversidad, la integridad ecológica y los servicios ecosistémicos, integrando las soluciones basadas en la naturaleza y la restauración ecológica



➤ **Figura II.** El continuo de restauración propuesto por la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER) reconoce una serie de pasos (Gann et al., 2018). Como es lógico, algunos imprescindibles para una restauración ecológica completa del territorio (tales como la rehabilitación) sólo se podrían aplicar en los espacios que ahora albergan hábitats remanentes, pero no en toda la ciudad. **Fuente:** Modificado a partir de Gann et al., 2018.

3. Recomendaciones

La primera recomendación es intentar aunar la biodiversidad y los habitantes de la ciudad mediante la promoción de los servicios ambientales que nos prestan las especies silvestres y sus comunidades, incrementando nuestra salud y calidad de vida. Los árboles mejoran la calidad del ambiente y amortiguan los cambios climáticos, los parques públicos proporcionan espacios abiertos donde ejercitarse, caminar o jugar. Además, debemos considerar la salud emocional: la biodiversidad urbana permite no perder la conexión con la naturaleza que muchas personas consideran parte fundamental de su desarrollo y equilibrio emocional.

La segunda es el desarrollo de inventarios de biodiversidad urbana y el establecimiento de un sistema de seguimiento. Parece difícil implantar una restauración urbana o, todavía más, una gestión de la biodiversidad urbana, sin conocer las especies que aloja la ciudad. En el presente todavía son excepción las ciudades que cuentan con buenos catálogos de su biodiversidad, hasta el punto de que, hablando de plantas, se conoce mucho mejor la flora ajardinada que la flora natural en numerosas urbes españolas.

En el entorno urbano se hace difícil la restauración ecológica tradicional, y aplicando los postulados clásicos se corre el riesgo de realizar intervenciones de restauración muy efímeras y sin valor. Se recomienda adaptar los objetivos siguiendo el concepto de «continuo de la restauración» (figura II). En este continuo, un primer paso persigue mitigar los impactos ambientales derivados de la actividad en entornos urbanos, seguidamente se aborda la mejora de los lugares seminaturalizados (parques públicos y otras zonas urbanas y periurbanas), para a continuación incrementar la funcionalidad ecológica de los espacios con biodiversidad mediante la restitución de procesos ecológicos. El rango de propuestas va desde soluciones basadas en la naturaleza (SBN) como medio de atenuar impactos negativos de la ciudad (contaminantes, ruido, etc.), a actividades de renaturalización en ríos u otros elementos naturales que se conservan (antiguas dehesas, retazos de bosques, zonas de pastos y matorrales, cauces menores, humedales, etc.).

En la ciudad, y por razones muy diversas, hay muy poco espacio con hábitats naturales, relictos o testigos de una situación previa. Se denominan hábitats remanentes. Para su preservación en el tiempo en el entorno urbano, proponemos la consideración de un nuevo tipo de suelo urbano: el suelo urbano biológico. Se entiende por suelo biológico aquel espacio ocupado por los hábitats y especies amenazadas de la ciudad. En el contexto urbano, la protección frente a las extinciones locales caracteriza la actividad conservacionista, diferente a las medidas de conservación clásicas tendentes a evitar la extinción demográfica de toda la especie. La protección de los hábitats remanentes o relictos puede hacerse a través de un sistema de microrreservas u otras figuras

de protección del patrimonio natural, como las distintas fórmulas que existen para la conservación y protección del patrimonio cultural e histórico, por ejemplo. Esta categoría de suelo biológico debería incluirse en la planificación general de la ordenación urbana (PGOU) junto a los demás tipos de suelo urbanos, engranando el suelo biológico con el resto de usos de la ciudad. En el ordenamiento de la ciudad deberían considerarse requerimientos biológicos tales

como los ciclos del agua y de nutrientes, la dinámica del suelo, la dispersión de propágulos o las especies migradoras, entre otros.

En no pocas situaciones recomendamos la no intervención; en otras palabras, intentar sólo la supresión de los factores de perturbación dejando al sistema recuperarse por sí solo (sucesión secundaria). Ello, sin olvidar considerar esta acción



➤ **Figura III.** La reserva forestal de Bukit Nanas es un ejemplo de microrreserva urbana en el centro de una ciudad, en este caso tropical: Kuala Lumpur (Malasia).

en el marco de un proyecto general que monitorice que el proceso se desarrolle en la dirección deseada. A esto se le puede unir una conservación preventiva que identificaría las especies con problemas antes de requerir una gestión activa de sus efectivos (refuerzos y/o reintroducciones), reduciendo las amenazas y presiones que puedan existir. En ambas propuestas se requiere un conocimiento preciso de los inductores de cambio en la ciudad.

La viabilidad a largo plazo de la restauración urbana y periurbana se asegura integrando estos espacios restaurados en el metabolismo urbano. Es decir, las medidas propuestas deben estar en consonancia con el entorno ambiental de la ciudad, precisamente para equilibrar su metabolismo (consumo de agua, necesidades de espacio, movimientos, etc.), de modo que el suelo biológico mencionado unas líneas más arriba propicie ahora una visión más amplia, al considerar junto a la protección de los hábitats relictos, al metabolismo urbano. De esta manera, se busca un encaje biótico que engrane la naturalidad urbana (espacios y especies), o la expresión que queda de ellos, en la planificación general de la ciudad (Domínguez Lozano *et al.*, 2022). No podemos olvidar que las actuales zonas verdes y el arbolado urbano deben ser actores principales del encaje biótico, con una reevaluación de algunas de sus intervenciones (jardinería y arboricultura) que busque sostenibilidad a largo plazo y convivencia con la biodiversidad.

Como es lógico, no sólo se debe considerar la conservación de la biodiversidad, sino también la mejora de hábitats para que sean compatibles el uso público, es decir, el disfrute de los habitantes de la ciudad (deporte y actividades culturales y de ocio), y el aumento de la calidad ambiental (nivel de ruido y contaminación, mantenimiento de servicios ecosistémicos), cuya expresión más actual reside en la adecuación ambiental de la ciudad al cambio climático que compromete la calidad de vida de las ciudades.

Este encaje biótico es un desafío que requiere un abordaje técnico multinivel, multisectorial y multidisciplinar. La restauración ecológica en entornos urbanos, además de otorgar capilaridad a la infraestructura verde e incrementar la biodiversidad, ofrece un enorme potencial que debe ser aprovechado, dando solución a otras problemáticas ambientales y sociales. Por este motivo, la integración de capacidades vinculadas a urbanismo, gestión de riesgos de desastres, salud pública, sociología, educación, participación, etc., resulta muy necesaria. Se requiere una visión completa de las dinámicas y los problemas de cada modelo urbano para una adecuada aplicación de las soluciones naturales, garantizando en última instancia la correcta integración del componente ecológico en la ciudad.

Es altamente recomendable que todas estas sugerencias teóricas para los entornos urbanos estén enmarcadas en un documento práctico que planifique la renaturalización del municipio que acoge estas intervenciones. Por ejemplo, la mencionada Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea propone que los municipios de más de 20.000 habitantes se doten de un documento estratégico en este sentido. Este tipo de marcos, a través de un diagnóstico eco-

lógico específico y la definición espacial de problemas y oportunidades, puede sustentar una formulación de objetivos a medio/largo plazo y una propuesta concreta de actuaciones. Una estrategia que sirva para clarificar el estado de conservación de hábitats y especies (promoviendo inventarios y seguimientos biológicos), para fortalecer y restaurar los ecosistemas urbanos, y para mejorar su conectividad ecológica cuando se requiera. Además, son útiles para establecer los sistemas de manejo en los ecosistemas urbanos y las métricas necesarias para evaluar el desarrollo y el impacto de las medidas propuestas, que deriven en futuras directrices de diseño y gestión.

Finalmente, para acabar el capítulo de las recomendaciones, conviene señalar tres factores importantes que modelan la respuesta de la biodiversidad urbana en cada caso: la localización de la ciudad, su antigüedad y su tamaño. En el primer punto, la realidad climática y ambiental de una ciudad debe ser un factor a tener siempre en cuenta de cara a realizar actuaciones. Además, una ciudad antigua —europea o asiática— habrá pasado primero por una fase rural que muchas urbes de otros lugares no han experimentado. El grado de bloqueo de la biodiversidad también depende de la extensión del núcleo urbano. Los problemas de desconexión en grandes conurbaciones o megalópolis se adivinan más difíciles de resolver.

En definitiva, la ciudad del futuro parte de una visión con matriz artificial, elementos remanentes o naturales y conexiones naturales y forzadas (restauraciones y reintroducciones) combinadas con una transformación y rehabilitación urbana mediante nuevos diseños urbanos. En esta transición debe pensarse en la adaptación y mitigación frente al cambio climático, permitiendo conservar esos elementos remanentes y que la naturaleza y la biodiversidad se adentren en la trama urbana.

4. Técnicas

Las técnicas de restauración urbana no difieren de las empleadas para cualquier otro ecosistema natural. En una ciudad pueden restaurarse hábitats forestales, roquedos, praderas, lagunas, ríos, etc., siguiendo las directrices de restauración ya ofrecidas para esos tipos de hábitats. Pero, cualesquiera que sean las metodologías, se deben tener en cuenta algunas consideraciones.

En el territorio urbano existen algunas disciplinas tradicionalmente bien establecidas responsables de la configuración actual de las zonas verdes y el arbolado urbano: jardinería, paisajismo y arboricultura. En la gestión de la biodiversidad nosotros hemos propuesto, al menos, otras dos: la biología de la conservación y la restauración ecológica (**figura II**). Es necesario buscar una integración de las técnicas de todas ellas. Por ejemplo, en la gestión de las zonas verdes urbanas, además de considerar las técnicas tradicionales de la jardinería y el paisajismo, pueden añadirse técnicas de gestión poblacional derivadas de la biología de la

conservación, y también técnicas de restauración de espacios propias de la restauración ecológica.

Existe una premisa difícil de rebatir: la ciudad no puede retornar completamente a su estado inicial de naturalidad. Las ciudades son por definición artificiales y seguirán así mientras sean útiles a la población que las habita. Por ese motivo, y siguiendo el concepto de «continuo de la restauración», ya mencionado (**figura III**), la ciudad es un escenario propicio para desarrollar las técnicas de remediación, es decir, perseguir como objetivo la funcionalidad ecológica de los ecosistemas. Por ejemplo, restableciendo la red de drenaje natural evitando la alteración de los acuíferos y la captación de aguas de cuencas externas; o restituyendo procesos ecológicos como la colonización y dinámica demográfica natural de la vegetación urbana, conectando las poblaciones urbanas con las del entorno regional. Dicho entorno puede estar constituido por sistemas rurales agroganaderos o sistemas forestales, pero generalmente aparece, sobre todo, una interfaz o espacio de transición periurbano, muchas veces carente de ordenación y gestión, pero usualmente con alto valor especulativo, que supone la mayoría de las ocasiones un espacio de oportunidad con muchas posibilidades.

La matriz urbana, al contrario que otras matrices de ecosistemas alterados o antrópicos (por ejemplo, el agroforestal) permite trabajar en estos espacios de oportunidad. Están localizados, sobre todo, en estos entornos periurbanos, y se identifican en descampados y solares en desuso o abandonados y en ecosistemas o hábitats seminaturales, pero también se dan en zonas urbanas de alta densidad, donde existen espacios de oportunidad en los alcorques y parterres, estanques y fuentes urbanas. Hay que trabajar en mejorar las técnicas que ya se están empleando para identificarlos, para gestionar la biodiversidad que contienen y para hacerla viable en el tiempo.

La biodiversidad urbana puede ser considerada un eje transversal de actuación que sirve para unir cualquier actuación urbana, por ejemplo, la realineación de una calle, el ajardinamiento de un parque y, por supuesto, la aparición de un nuevo desarrollo urbanístico en la ciudad. Adoptando las mismas premisas de restauración que el resto de la ciudad, la gestión de la biodiversidad de todos estos espacios puede ser transversal, siendo otro elemento más de cohesión urbana.

Finalmente, la ciudad es uno de los mejores escenarios para aplicar las soluciones basadas en la naturaleza al tejido productivo (Maes y Jacobs, 2017). Cualquier intervención (renaturalización de zonas en parques públicos, establecimiento de tejados o cubiertas ecológicas, alineaciones de árboles autóctonos) repercute en una mejora general de los beneficios socioeconómicos a través de, por ejemplo, una mejor gestión del agua, la reducción de la contaminación o el aumento del bienestar social.

5. Indicadores

Quizás porque se considera que lo que pase en la ciudad es una buena muestra de lo que pasa en todo el territorio, es norma establecer indicadores que midan la evolución de los fenómenos urbanos, y el medio ambiente ha entrado también en este requerimiento. Así, por ejemplo, en la Agenda Urbana Española se incluyen indicadores para medir el compromiso ambiental de las ciudades. Además, existe un índice internacional, avalado por el Secretariado del Convenio sobre Diversidad Biológica, donde se recogen más de veinte indicadores directamente relacionados con la biodiversidad urbana, conocido como Índice de Singapur (Chan *et al.*, 2021). Este índice permite una comparación entre ciudades para medir su compromiso con la biodiversidad. Los mayores inconvenientes para su aplicación son el cambio de algunos indicadores en las distintas versiones ofrecidas, y la ausencia de indicadores que permitan relacionar la conservación de la biodiversidad con sus amenazas más importantes en la ciudad.

Además, dada la actual coyuntura, con una preocupación al alza sobre la salud en el medio urbano, se hace necesario contar con herramientas modernas de medición, con un marco de medición y reporte ajustado a la naturaleza de sus intervenciones, de manera que pueda constatar y comunicarse la adecuada ejecución y perdurabilidad de las mismas, además de facilitar el necesario aprendizaje. En el contexto de los procesos de renaturalización que muchas ciudades están ya emprendiendo, contar con estas métricas es muy recomendable para que las entidades locales puedan dotarse de la información necesaria para apoyar la toma de decisiones, bajo un enfoque de gestión adaptativa¹.

En el momento actual están siendo desarrollados diferentes marcos de seguimiento, con planteamientos de escala o metodológicos alternativos. Merece la pena destacar en este sentido el esfuerzo que está realizando la Fundación Biodiversidad, a la hora de recopilar y capitalizar el conocimiento existente, complementarlo y ponerlo a disposición abierta, actualmente en forma de Guía para la medición y seguimiento de indicadores, en el marco de las convocatorias de subvenciones que promueve para el fomento de actuaciones, dirigidas a la renaturalización y resiliencia en ciudades españolas (descargable en este [enlace](#) o en www.fundacion-biodiversidad.es, en caso de futuras actualizaciones). Este aporte plantea métricas concretas a diferentes escalas para aspectos clave como la cuantificación homogénea de superficies de actuación y las mencionadas conectividad ecológica y biodiversidad urbana; pero también la resiliencia climática, cobeneficios ambientales y sociales (con especial acento en la salud pública) y perspectiva de género. Para cada uno de estos aspectos se proponen indicadores específicos, acompañados de una descripción y objetivos, unidad de medición, fuente de información y bibliográfica, así como forma de cálculo sugerida. La

¹ El concepto de gestión adaptativa implica la utilización de los insumos del sistema de seguimiento creado en materia de aprendizaje para corregir y mejorar el proyecto de restauración ecológica, con el fin de garantizar el cumplimiento de los objetivos fijados de partida.

guía también promueve la elaboración de instrumentos estratégicos orientados al avance en el conocimiento ecológico y ambiental a nivel municipal, necesarios para establecer una línea de base y objetivos alcanzables, además de considerar elementos transversales clave como la gobernanza, la transparencia y la adecuada comunicación y sensibilización ciudadana.

A continuación, a modo de ejemplo, se presenta una aplicación sencilla y directa de métricas para el caso de las ciudades españolas y sugerencias para complementar estas propuestas generales. En concreto, se persigue fomentar el uso de indicadores relacionados con la biodiversidad y conectividad urbanas (que además se encuentran incluidos o son fácilmente trasladables para el cálculo del Índice de Singapur o las futuras métricas de las convocatorias de subvenciones).

Naturalidad: densidad y diversidad de árboles por calle o zona: índice de biodiversidad arbórea. Esta propuesta novedosa constituye un índice sencillo y medible, porque muchas ciudades tienen registrados los árboles por calle, reportando, además de la especie plantada, su estado. Sería un primer índice para reconocer el grado de cobertura y diversidad arbórea, aplicable a las zonas más densas, casco antiguo o zona de oficinas, por ejemplo:

$$I_{bioarb} = \frac{n}{a} \times \ln(N)$$

Donde:

n: número de pies.

a: área de la zona en estudio (en ha).

N: número de especies arbóreas totales.

Naturalidad: flora silvestre. Se reconoce que, a mayor proporción de flora introducida o alóctona, menor naturalidad, ya que existe una relación positiva entre el número de especies alóctonas y el grado de perturbación del territorio. De esta forma, otro índice de naturalidad que se puede utilizar es la proporción de flora autóctona sobre el conjunto total (es decir, incluyendo también a la flora alóctona). Así pues, conocido el número total de especies de la ciudad puede calcularse la proporción:

$$I_{nat} = \frac{n_{autoc}}{N}$$

Donde:

N_{autoc}: número de especies autóctonas.

N: número de especies totales.

Este índice sería un indicador general del grado de transformación, puesto que valores próximos a 1 indicarían mayor naturalidad. El índice se puede aplicar por barrios o por hábitats urbanos. En la **tabla I** se muestra un ejemplo sobre estos últimos:

Categoría	Riqueza total	Alóctonas	Índice
Aceras	38	7	0,84
Alcorques	141	19	0,88
Baldíos	455	38	0,92
Bordes de caminos y vías sin asfaltar	118	8	0,94
Descampados	399	50	0,89
Encinares aclarados	229	12	0,95
Escombreras	116	16	0,88
Graveras	115	6	0,95
Huertas, cereales y cultivos arbóreos	317	43	0,88
Jardines	152	14	0,92
Márgenes y canales de ríos	314	41	0,88
Muros de construcción	146	15	0,91
Parques históricos	395	59	0,87
Parques periurbanos	392	55	0,88
Parterres	107	25	0,81
Pinares plantados	402	45	0,9
Polígonos industriales	65	10	0,87
Praderas de césped	115	29	0,8
Retamares	147	6	0,96
Taludes, cunetas de carreteras	385	35	0,92
Tomillares basófilos	149	9	0,94
Vaguadas encharcadas	199	15	0,93
Vías de trenes	97	10	0,91

Tabla I. Riqueza de especies, número de especies alóctonas y resultado del índice de naturalidad para los hábitats urbanos de la ciudad de Madrid.

Un refinamiento de este índice se ha aplicado en la flora urbana de Madrid, permitiendo la caracterización de la naturalidad de sus plantas silvestres y hábitats (Domínguez Lozano y Mola, 2023). Este último indicador propuesto requiere haber realizado una catalogación previa de la flora urbana de la ciudad. Este requerimiento, extensible a otros componentes de la biodiversidad (aves u otros animales), es cada vez más urgente para cualquier ciudad que esté comprometida con la mejora de su naturaleza y el bienestar de sus ciudadanos.

Conectividad: Existen desarrollados índices de conectividad utilizados en conservación y restauración (Saura & Pascual-Hortal, 2007). Estos índices desgraciadamente requieren un alto grado de conocimiento de la biodiversidad y del terrero, algo que se complica todavía más en los ambientes urbanos. De forma preliminar, se pueden sustituir por propuestas sencillas y centradas en la caracterización del papel de la conectividad del componente vegetal. Así por ejemplo, para medir la conectividad se puede usar la relación de especies anemócoras sobre el total. Una alta proporción de especies anemócoras indicaría baja conectividad. De igual manera, puede usarse otros tipos de especies. Por ejemplo, presencia de especies colonizadoras o pioneras frente a especies de formaciones más estables. Muchas especies del primer tipo indican de nuevo baja conectividad.

No queremos terminar este apartado sin señalar que, más allá de los estudios científicos y técnicos dirigidos a inventariar la biodiversidad y mantener un conocimiento actualizado del patrimonio natural, hoy en día consideramos una herramienta de gran utilidad y una fuente de datos de primer orden, en relación con los indicadores de biodiversidad urbana, las labores reconocidas como ciencia ciudadana. Su trabajo ayuda a detectar la presencia y estudiar la evolución de grupos de organismos especiales o emblemáticos. Además, su labor de vigilancia es muy útil para detectar especies protegidas, nuevas especies recién llegadas al medio urbano, o animales o plantas que han pasado desapercibidos en inventarios anteriores. Finalmente, la ciencia ciudadana tiene un papel muy relevante en la sensibilización hacia la biodiversidad del resto de los habitantes, ofreciendo un rol activo y participativo (**figura IV**).

6. Colofón

Las ciudades son ahora protagonistas principales en el teatro ambiental. Tras más de un siglo del nacimiento moderno de la conservación de la naturaleza y el valor de la biodiversidad, y sin olvidar la imperiosa necesidad de mantener a toda costa nuestros ecosistemas naturales, hay un foco novedoso en la gestión urbana de la naturaleza. En nuestro país se cuenta con una ventaja en el caso particular de Vitoria-Gasteiz (Aguado, Barrutia y Echebarria, 2013). Esta ciudad empezó a crear, en primer lugar, el anillo verde periurbano con premisas conservacionistas modernas ya en el año 1992. Su desarrollo ha demostrado que la restauración y la gestión específicamente dirigidas a la conservación de la biodiversidad son compatibles con el uso público y la elevada importancia que

juegan los espacios verdes periurbanos frente a los urbanos en este sentido (De Juana, 2015). Posteriormente, siguiendo los ahora novedosos postulados del continuo de restauración (**figura III**), la ciudad de Vitoria-Gasteiz inició un proceso de transformación urbana hacia el interior de la trama urbana (Dios y Orive, 2019) mediante el estudio y desarrollo de una infraestructura verde urbana a todos los niveles de la ciudad (CEA, 2014). La importancia de esta urbe en el contexto de la renaturalización y restauración queda recogida entre los

casos prácticos incluidos en esta guía ([véase el caso práctico 2 sobre el Anillo Verde Vitoria-Gasteiz](#)).

Casos prácticos recomendados

[2 ANILLO VERDE VITORIA - GASTEIZ](#)



➤ **Figura IV** Reunión de vecinos de Hortaleza con botánicos madrileños para tratar de buscar alternativas de uso y favorecer la biodiversidad de los decampados del barrio.

Bibliografía

Aguado, I., Barrutia J.M. y Echebarria, C. (2013) The green belt of Vitoria-Gasteiz. A successful practice for sustainable urban planning, *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 61, pp. 181-193.

CEA-Centro de Estudios Ambientales del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz (2014) La Infraestructura Verde Urbana de Vitoria-Gasteiz. Documento de propuesta.

Chan, L. *et al.* (2021) *Handbook on the Singapore Index on Cities' Biodiversity (also known as the City Biodiversity Index)*. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Singapore: National Parks Board, Singapore.

De Juana, F. (2015) Gestión de zonas verdes urbanas y periurbanas para la conservación de la biodiversidad: el caso de Vitoria-Gasteiz, *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 39, pp. 313-322.

Dios, R. y Orive, L.A. (2019) Ciudad y naturaleza: historia revivida de un Anillo Verde. En: Juvillà Ballester, E. Coord. *Renaturalización de la ciudad. Colección Estudios. Serie Urbanismo y Vivienda*, 2. Barcelona: Diputación de Barcelona, pp. 126-141.

Domínguez Lozano, F. y Mola, I. (2023) ¿Qué nos dicen los datos? Análisis de los resultados. En: Bot Mad *et al.* Ed. *Madrid flora urbana. Catálogo de la flora silvestre urbana, Lista Roja y recomendaciones para la gestión del patrimonio botánico de la ciudad*. Madrid: Doce Calles, pp. 461-475.

Domínguez Lozano, F. *et al.* (2022) La flora de la ciudad de Madrid como modelo para la integración de la conservación de la biodiversidad en el diseño urbanístico, *Ecosistemas*, 31, 2182.

Gann, G.D. *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition, *Restoration Ecology*, 27(S1), pp. S1-S46.

Maes, J. y Jacobs, S. (2017) Nature-Based Solutions for Europe's Sustainable Development, *Conservation Letters*, 10, pp. 121-124.

Saura, S. y Pascual-Hortal, L. (2007) A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83 (2-3), pp. 91-103.



2. Bloque temático

Agroecosistemas

> *Autor:* Ignacio Mola Caballero de Rodas.

Pedro J. Rey¹

¹Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología.
 Universidad de Jaén.

1. Ámbito temático. Agroecosistemas

1.1. Por qué es relevante pensar en restauración en los agroecosistemas

La agricultura y la ganadería son un gran motor de cambio global que acarrea una importante pérdida de biodiversidad. Estos sectores son los causantes de la mayor parte de las modificaciones en el uso de la tierra a nivel global. Nos hemos apropiado de alrededor del 40 % de las tierras emergidas libres de hielo para este tipo de actividades productivas (en adelante, agrícolas) (Foley *et al.*, 2005, 2011; Ellis *et al.*, 2010), y la situación es aún peor en Europa, donde la cifra asciende hasta en torno al 50 % (Land Cover and Land Use, Comisión Europea, 2018; https://agriculture.ec.europa.eu/system/files/2019-10/land-cover-use_en_0.pdf).

Sin embargo, los ecosistemas transformados por la agricultura y la ganadería pueden todavía albergar complejidad biológica, de forma que las áreas impactadas deberían interpretarse como agroecosistemas en lugar de meramente como sistemas productivos (Conway, 1987). Un **agroecosistema** incluye los organismos que habitan el paisaje agrícola, tanto los cultivados/criados como las especies silvestres de plantas, animales y microorganismos que sobreviven a la transformación del hábitat, así como las funciones ecosistémicas en las que se ven involucrados, producto de las interacciones entre ellos y el ambiente. En el agroecosistema, las relaciones organismo-ambiente no se restringen localmente al hábitat productivo modificado, sino que operan a escala de paisaje mediante la conexión con elementos y hábitats naturales y seminaturales (Blitzer *et al.*, 2012). La moderna agroecología propone que la biodiversidad en los sistemas agrícolas (animales, vegetales y microorganismos) puede y debe ser utilizada para producir servicios y bienes complementarios a la actividad agrícola y, a la vez, resultar fundamental para la misma. Piénsese en el control de plagas que realizan sus enemigos naturales, como artrópodos, aves o murciélagos insectívoros, o en la fertilización del suelo y su retención por parte de la propia vegetación no sujeta a actividad productiva. Repárese también en que la actividad de la vegetación y los microorganismos del suelo secuestra carbono atmosférico y ayuda a mitigar el cambio climático. Deberían, por tanto, compaginarse la producción agrícola y la conservación de la biodiversidad, manejándolas de forma distinta (prácticas menos intensivas, con menos uso de agroquímicos y un empleo más racional del agua) y diseñando paisajes agrícolas donde se mantengan elementos de vegetación natural inmersos en una matriz productiva (Landis, 2017). Es lo que ha dado en llamarse **intensificación ecológica** (Bommarco, Kleijn y Potts, 2013) como contrapunto a la intensificación agrícola. De hecho, la agricultura tradicional y los paisajes agrícolas culturales de antaño fueron capaces de retener mucha de

la biodiversidad original de las tierras cultivadas en un gran número de regiones de Europa y, en particular, de España. Sin embargo, la intensificación desde los años cincuenta del siglo XX causó pérdidas de biodiversidad a una escala sin precedentes (Tscharntke *et al.*, 2005; Green *et al.*, 2005), y sigue acelerándose en las últimas décadas. Ejemplos paradigmáticos de ello son el declive de las aves comunes en Europa y Norteamérica (Inger *et al.*, 2015; Rosenberg *et al.*, 2019) o el declive de polinizadores, especialmente de abejas silvestres (Osborne, Williams y Corbet, 1991; Potts *et al.*, 2010; Herrera, 2020).

España juega un papel fundamental en la conservación de la biodiversidad en los paisajes agrícolas de Europa, en parte herencia de sus ecosistemas culturales de explotación tradicional (dehesas, olivares, viñedos, cultivos cerealistas de secano, de arroz, etc.), en parte por su especial contexto biogeográfico. Así, la Comisión Europea hace énfasis en la conservación de la biodiversidad asociada a los ambientes agrícolas españoles por ser los más biodiversos del continente, de tal manera que el 40 % de las especies y casi el 50 % de los hábitats terrestres incluidos en las Directivas de Aves y de Hábitats presentes en España están ligados a paisajes agrícolas (Díaz *et al.*, 2021), y la mayoría de los espacios de la Red Natura 2000 son tierras agrícolas cuyo valor natural se debe en parte a estos usos (www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/sistemas-de-alto-valor-natural/savn_estudios_bases_ecologicas.aspx). En definitiva, **una parte importante de la conservación de la biodiversidad recae en los sistemas agrícolas y, a la vez, su producción, sostenibilidad y rentabilidad depende en gran medida de la biodiversidad** (Kleijn *et al.*, 2011; Mendenhal *et al.*, 2014; Bommarco, Kleijn y Potts, 2014).

1.2. Características de los agroecosistemas como sistemas ecológicos

Aunque de lo dicho acerca del agroecosistema puede derivarse que es mucho más que el área y los organismos objeto de la extracción productiva, lo cierto es que la actividad agrícola, con sus prácticas, insumos y procesos extractivos, genera importantes desequilibrios ecosistémicos al compararlo con ecosistemas menos modificados. Entre ellos destacan: i) drástica variación del régimen de perturbación que frecuentemente mantiene el área agrícola en un estado sucesional temprano de baja diversidad y en situación de alta inestabilidad estructural y biótica; ii) desbalance en el flujo de materia y energía con mínimas incorporaciones de materia orgánica al compartimento del suelo e intensa salida de biomasa y energía (extracción productiva), que frecuentemente debe ser compensada con la introducción de una elevada cantidad de insumos; iii) como consecuencia, la micro- y mesofauna edáfica y la actividad microbiana en el suelo están empobrecidas, lo que contribuye a la alteración de los ciclos de nutrientes y al colapso de los mecanismos de retroalimentación planta-suelo; iv) redes tróficas muy simplificadas tendientes a ser lineales con escasa redundancia funcional y eliminación de niveles tróficos superiores, lo que origina poblaciones poco reguladas de patógenos, plagas y especies invasoras; v) fuerte homogenización genética en la planta cultivada y en los componentes bióticos no sujetos a extracción, lo cual resta resiliencia al

cultivo frente a cambios ambientales y facilita la propagación de plagas, enfermedades y especies invasoras; y vi) homogenización y simplificación del paisaje con un importante declive o colapso de su función y un incremento en la exportación de materiales (suelo, agroquímicos, etc.) a las cuencas de los ríos, contribuyendo a su contaminación, colmatación y eutrofización.

Estos desequilibrios son mucho más pronunciados en los paisajes con mayor intensificación de uso del territorio y con las prácticas de agricultura intensiva y superintensiva que en las distintas formas de intensificación ecológica (Bommarco, Kleijn y Potts, 2013).

1.3. Elementos claves comunes que impulsan o dificultan la recuperación de la biodiversidad y las funciones y servicios en agroecosistemas

El tipo de prácticas agrícolas y su grado de intensificación no es lo único relevante de cara a recuperar biodiversidad. Las modernas visiones de agroecología plantean que la efectividad del cambio de una agricultura intensiva a una extensiva para recuperar biodiversidad y servicios ecosistémicos depende en gran medida del contexto paisajístico de las explotaciones (Tscharntke *et al.*, 2012). En este sentido, los hábitats naturales y seminaturales aportan diversidad a escala de paisaje mediante diversidad beta (la diversidad no compartida entre hábitats), siendo, además, con su genuina diversidad alfa, fuente de intercambio de especies y servicios hacia dentro del campo de cultivo (García, Miñarro y Martínez-Sastre, 2018; Rey *et al.*, 2019). La heterogeneidad paisajística *per se* es también fundamental, de forma que distintos grupos de organismos perciben diferentes niveles de heterogeneidad en composición (número, tipo y tamaño de los rodales de distintos hábitats) y configuración (forma de los rodales, densidad de borde, distribución espacial de los hábitats, etc.) de elementos en el paisaje según su diferente grado de movilidad y el grado de adecuación de hábitats para ellos (Fahrig *et al.*, 2011). Ello es clave para la función y la conectividad del paisaje, de lo que depende que muchas especies puedan mantener dinámicas poblacionales duraderas a largo plazo en estos paisajes, donde cada remanente de hábitat puede ser de insuficiente tamaño; pero si son frecuentes y tienen una configuración adecuada, favorecen la existencia de metapoblaciones y metacomunidades.

Todo ello lleva a que en el paisaje agrícola sean claves diferentes elementos, como los remanentes de hábitat natural; las tierras en barbecho; los márgenes, linderos y caminos vegetados; los árboles aislados; los bebederos, charcas, balsas de riego y fuentes de agua; y los mosaicos de cultivo, que ofrecen lugares de establecimiento, refugio, alimento, nidificación, frescor, apostamiento y parada (véase el ejemplo de algunas de estas estructuras en la ficha de [caso práctico del LIFE Olivares Vivos](#)), o simplemente constituyen «piedras ecológicas de paso» para muchas especies, animales y plantas (Herrera, 2011). Muchos de estos elementos deben ser recuperados, pues han sido eliminados a escala de finca y paisaje.

1.4. La política agraria común europea: condicionalidad ambiental, eco-esquemas y medidas agroambientales

La política agraria común (en adelante, PAC) mantiene desde hace décadas un creciente corte ambiental, pudiéndose etiquetarse, al menos sobre el papel, como definidamente agroambiental. Las sucesivas reformas de la PAC fueron progresivamente implementando subsidios para primar los beneficios ambientales asociados con la agricultura extensiva, dirigidos a asegurar los ingresos de los agricultores y evitar el abandono rural. De hecho, la prioridad actual de la PAC, cuya nueva reforma ha sido recientemente aprobada para el periodo 2023-2030, es frenar y contrarrestar los serios problemas ambientales derivados de la agricultura intensiva (contaminación, pérdida de biodiversidad, cambio climático, abandono de los sistemas extensivos tradicionales de alto valor natural y cultural, etc.), así como los problemas socioeconómicos vinculados a la intensificación agrícola (Díaz *et al.*, 2021). Dos de los tres objetivos principales de la PAC 2023-2030 (a saber, la conservación de la biodiversidad y la mitigación del cambio climático, ambos fuertemente interrelacionados, dado que la biodiversidad en la agricultura es fundamental para la mitigación del cambio climático [Ortiz *et al.*, 2021]) pueden interpretarse claramente en clave de restauración de agroecosistemas. La nueva PAC utilizará tres instrumentos fundamentales (se puede ver la revisión en Díaz *et al.*, 2021): la condicionalidad ambiental reforzada, los eco-esquemas y las medidas agroambientales y climáticas (en adelante, AECM). El primero de ellos es obligatorio para todos los agricultores que accedan a subsidios de la PAC, mientras que los dos últimos instrumentos son voluntarios para el agricultor, pero obligatorios para los Estados miembros, que han de integrarlos en sus planes estratégicos.

En el caso de España, recientemente un grupo de expertos coordinados por el Dr. Mario Díaz (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC) ha aconsejado el uso complementario y jerárquico de estos tres instrumentos, demandando especial énfasis económico en los dos últimos (Díaz *et al.*, 2021). Así, las medidas a aplicar deberían distribuirse entre condicionalidad, eco-esquemas y AECM para potenciar mutuamente sus efectos. La condicionalidad debería garantizar ciertos niveles mínimos de presencia de hábitats naturales y complejidad paisajística; los eco-esquemas deberían restaurar esta complejidad no sólo a escala de paisaje, sino también de finca; y las AECM deberían ser particularmente ambiciosas para diseñar configuraciones de paisaje y estrategias de manejo adecuadas para especies amenazadas. Los mismos autores recomiendan atender a la sectorización definida por los principales sistemas agropecuarios españoles, su ámbito geográfico y la distribución regional de los hábitats y especies objeto prioritario de conservación. La idea es que, si bien la aplicación de algunos de los instrumentos y su escala de actuación puede ser general, otros instrumentos pueden tener una aplicación específica para cada sistema agrícola y especie o grupos de especies de particular interés. El lector puede acudir al enlace del apéndice 1 de Díaz *et al.* (2021) (<https://bioone.org/Journals/Ardeola/volume-68/issue-2/arla.68.2.2021.f01/Environmental-Objectives-of-Spanish-Agriculture--Scientific-Guidelines-for-their/10.13157/>

[arla.68.2.2021.f01.full?tab=ArticleLinkSupplemental](https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/impactos-desertificacion_tcm30-178355.pdf)) para consultar las acciones específicas propuestas vinculadas a dichos instrumentos en cada uno de los siguientes ocho grandes sistemas agrícolas de España: cultivos herbáceos mediterráneos, dehesas, olivares, viñedos, sistemas mixtos eurosiberianos, sistemas de pastoreo extensivo y trashumante, frutales y arrozales.

Aplicados regionalmente, acorde a la variación en biodiversidad y según las peculiaridades de cada tipo de agroecosistema, **estos instrumentos son una oportunidad para la restauración ecológica en sistemas agrícolas** españoles. En este sentido, hay que remarcar que **la restauración de agroecosistemas se aparta notablemente de la restauración en sentido estricto**. Aun así, objetivos como los que se han relatado en el marco de la nueva PAC, y los instrumentos para desarrollarlos, se ubican perfectamente en el amplio abanico de objetivos para la restauración propuesto por la Sociedad para la Restauración Ecológica (Society for Ecological Restoration, SER). Concretamente, **se sitúa en el campo de la rehabilitación**, ya que pretende reparar la funcionalidad del agroecosistema y contribuir a su sostenibilidad social, económica y ambiental, así como iniciar la recuperación de los sistemas naturales remanentes en los paisajes agrícolas y su biodiversidad.

2. Régimen y tipo de perturbaciones a las que se ve sometido el agroecosistema

2.1. Perturbaciones no inducidas directamente por intensificación agrícola

El agroecosistema experimenta perturbaciones que afectan al resto del territorio y que tienen un carácter relativamente natural. Entre ellas destacan una serie de fenómenos ligados al cambio climático, principalmente la frecuencia de periodos de sequía y eventos climáticos extremos, como olas de calor con mantenimiento de muy elevadas temperaturas nocturnas o la alteración del régimen de precipitaciones, *i. e.*, lluvias más irregulares y frecuentemente torrenciales. Este tipo de perturbaciones someten a un estrés considerable a muchos cultivos, provocando pérdidas de cosechas completas tanto en cultivos anuales como en permanentes, y son motivo de creciente preocupación para la sostenibilidad de muchos de ellos, los cuales habrán de adaptarse en buena parte del territorio peninsular a una creciente aridificación. Así, se ha pronosticado que a lo largo de este siglo se producirá una alarmante expansión del área semiárida en la península ibérica (https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/impactos-desertificacion_tcm30-178355.pdf).

Otras perturbaciones con componente fuertemente natural que padecen los cultivos son las plagas y enfermedades por patógenos. A menudo, las plantas

objeto de cultivo han estado en contacto con los agentes causantes de la patología durante cientos, miles de generaciones; frecuentemente ya experimentaban tales presiones en sus poblaciones silvestres con mucha anterioridad a su uso agrícola. Sin embargo, estas patologías se ven agravadas por la homogenización genética de la planta cultivada (auténticos clones varietales), que la priva de la capacidad de respuesta adaptativa, así como por la ausencia de redes tróficas completas con suficientes competidores y enemigos naturales que regulen las plagas y los patógenos.

A esto se une en la actualidad el problema de las enfermedades emergentes, a las que la planta cultivada se enfrenta *de novo*. Las enfermedades emergentes surgen vinculadas a dos mecanismos principales de actuación. En primer lugar, un motor de su llegada y propagación son los nuevos escenarios climáticos en nuestras latitudes, de forma que lo que hace sólo unas décadas eran condiciones desfavorables se ha tornado en condiciones tolerables para plagas y enfermedades originarias de otras regiones. En otras ocasiones, las enfermedades emergentes sobrevienen como consecuencia del movimiento descontrolado y accidental de patógenos provenientes de otras regiones biogeográficas en un mundo totalmente conectado por el transporte aéreo, marítimo y terrestre. Un ejemplo reciente de ello es el de la *Xylella fastidiosa*, proveniente de Norteamérica, un patógeno de plantas leñosas poco específico capaz de invadir numerosos cultivos leñosos. Introducida por el sur de Italia, accidentalmente, a partir de material ornamental de vivero (Saponari *et al.*, 2013), se propagó rápidamente, afectando a miles de hectáreas de olivar, en especial en la región de Apulia, causando la muerte de numerosos ejemplares y la necesidad de arrancar cientos de hectáreas para su control, y convirtiéndose en una alarma agrícola a nivel europeo. A diferencia de las patologías propias, la planta cultivada carece de una historia evolutiva común con los agentes causantes de las enfermedades emergentes, siendo tremendamente susceptibles a ellas.

Otra fuente de perturbación son las explosiones demográficas de mamíferos lagomorfos, roedores, insectívoros y ungulados silvestres (jabalí) que causan daños al cultivo y a ciertas infraestructuras como las de riego. Estas explosiones están atrayendo a sus depredadores a los cultivos, aunque su presencia en cantidad suficiente está limitada por la baja disponibilidad de hábitats adecuados para ellos en los paisajes agrícolas extremadamente simplificados.

2.2. Perturbaciones antrópicas ligadas a la intensificación agrícola

Inherente al propio proceso de cría, cultivo y cosechado, **la práctica agrícola es una alteración recurrente y sostenida en el agroecosistema** que distorsiona cualquier régimen natural de perturbación. En cualquier caso, la magnitud de sus efectos sobre la biodiversidad y sus funciones y servicios ecosistémicos difiere sustancialmente entre tipos de práctica, entre sistemas agrícolas y en función de la escala a la que se produce (campo, finca

o a escala de paisaje). Así, son mucho más pronunciados en **la agricultura intensiva, por su elevada mecanización, el uso de agroquímicos (fertilizantes, herbicidas y pesticidas)** y su extracción productiva masiva, que en las distintas formas de agricultura extensiva que favorecen la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos (*e. g.*, Allan *et al.*, 2015; Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2017; y Winter *et al.*, 2018).

Algunos de los impactos de la agricultura intensiva se ven disminuidos en cultivos leñosos, también llamados permanentes, entre los que se encuentran algunos cultivos mediterráneos tradicionalmente ampliamente extendidos, como la vid y los cultivos arbóreos del olivo y algunos frutales (Rey *et al.*, 2019). En particular, en estos sistemas los cambios estructurales provocados por la agricultura son algo menores y mantienen mayor estabilidad biótica. Estos cultivos permanentes, con la planta cultivada dispuesta en hileras, presentan una notable heterogeneidad entre calles no cultivadas e hileras de cultivo, se prestan al mantenimiento de cubiertas herbáceas y pueden, por tanto, mantener ecosistemas edáficos no sujetos a una sustancial modificación en cada ciclo productivo (Winter *et al.*, 2018). En cierta medida, esa heterogeneidad estructural y la estabilidad que conlleva el cultivo leñoso ocurren también en las dehesas por la presencia del estrato arbóreo irregularmente distribuido y su fauna y microorganismos asociados. No obstante, las prácticas intensivas de manejo de suelo (o bien con roturación repetida, o bien con el empleo de herbicidas de preemergencia), que persiguen la eliminación de las cubiertas herbáceas por considerarlas competidoras con la planta cultivada, los alteran profundamente (https://www.ias.csic.es/sostenibilidad_olivar/Sost_2009/Sostenibilidad_de_la_Producci%F3n_de_Oliver_en_Andaluc%EDA3.pdf). Igualmente, disparan una de las más importantes perturbaciones para la producción agrícola: **la erosión del suelo con pérdida de su parte más fértil (figura I)**.

En las últimas décadas, estos cultivos permanentes han experimentado una nueva forma de intensificación basada en la disminución del marco de plantación, que en su forma más moderna (los llamados superintensivos) convierte estos cultivos en setos que multiplican las necesidades de insumos y los desequilibrios bióticos (Guerrero-Casado *et al.*, 2021) y que, con su elevada mecanización, supone además una pérdida de mano de obra (**figura II**).

La intensificación agrícola como una apuesta a nivel de cada finca deviene típicamente en una **perturbación a escala de paisaje** que es más **frecuente y marcada en los terrenos más productivos**, especialmente en el sur y en la meseta española. La mecanización del campo, combinada con el uso de herbicidas, ha permitido poner bajo producción muchas zonas antes improductivas, **perdiéndose numerosos elementos o remanentes naturales o seminaturales de los paisajes agrícolas**. Esta simplificación paisajística es un patrón común en cultivos anuales y leñosos y, en casos extremos, ha llevado a **la pérdida de setos**,

sotos, bordes, márgenes y linderos vegetados y de sus múltiples funciones ecológicas (figura II). En el caso de los cultivos anuales, esta intensificación a escala de paisaje ha conllevado otro problema de enorme repercusión para el mantenimiento de biodiversidad en estos sistemas: **la pérdida de superficie en barbecho y el acortamiento de sus ciclos de descanso** (Tarjuelo, Margalida y Mougeot, 2020).

2.3. Indicadores rápidos de sistema perturbado

- En la literatura (Tscharrntke *et al.*, 2005; Marja *et al.*, 2019; Díaz *et al.*, 2021) se pueden observar muchos indicadores de grado de impacto y perturbación en los agroecosistemas. En la **caja I** señalamos como muestra algunos de ellos.



➤ **Figura I.** Consecuencias, en forma de erosión y pérdida de suelo, de la intensificación del manejo agrícola derivadas de la eliminación de cubiertas herbáceas y la pérdida de complejidad paisajística en el olivar. En su forma más grave, se producen profundas cárcavas (imágenes inferiores) que incluso se tragan olivos. Es evidente que estas pérdidas producen pérdida de fertilidad del suelo agrícola. Fotos cedidas por el proyecto LIFE Olivares Vivos.

Caja I. Indicadores rápidos de agroecosistema perturbado

Distinguiremos entre indicadores de intensificación agrícola (a escala de finca y de paisaje) e indicadores de impacto biótico o de pérdida de función ecosistémica. Frecuentemente, estos indicadores han de contrastarse con sus valores en sistemas de referencia (véase el apartado 4).

Indicadores de intensificación agrícola:

Indicadores de prácticas intensivas a escala de finca:

- Niveles/concentración aplicada de agroquímicos (pesticidas y fertilizantes).
- Disponibilidad deficitaria de materia orgánica y nutrientes en el suelo.
- Grado de compactación y textura del suelo.
- Densidad de plantación en cultivos arbóreos.

Indicadores de intensificación de uso del suelo a escala de paisaje (escalas de finca, 1 km, 2 km y 5 km de radio):

- Cobertura de hábitat natural forestal, prados seminaturales y barbechos en el paisaje y porcentaje de cobertura del cultivo.
- Cobertura en el paisaje de tierras agrícolas de alto valor natural (HNVF, Navarro y López-Bao, 2018).
- Métricas de heterogeneidad composicional y configuracional del paisaje.
- Déficit de conectividad estructural de los elementos naturales del paisaje.
- Formación de cárcavas (metros lineales de cárcava, superficie de cárcavas).

Indicadores de impacto biótico:

- Contraste en la diversidad de vertebrados (v. g., aves), flora, artrópodos epigeos (v. g., arañas) o insectos polinizadores.
- Predominio de especies generalistas y ruderales en la flora herbácea y reducción de la diversidad funcional.
- Cobertura/frecuencia/número de especies invasoras de flora.
- Homogenización biótica (similitud en la composición de las especies entre zonas de muestreo-déficit de beta diversidad) en grupos indicadores (aves, abejas, flora herbácea, artrópodos).

Indicadores de función ecosistémica:

- *Feedbacks* de planta-suelo empobrecidos.
- Reducción de la actividad microbiana del suelo.
- Pérdida de diversidad funcional en un banco de semillas.
- Incremento del daño por plagas.
- Índice de vegetación de diferencia normalizada (en adelante, NDVI) de cubiertas de suelo, en el caso de cultivos leñosos.

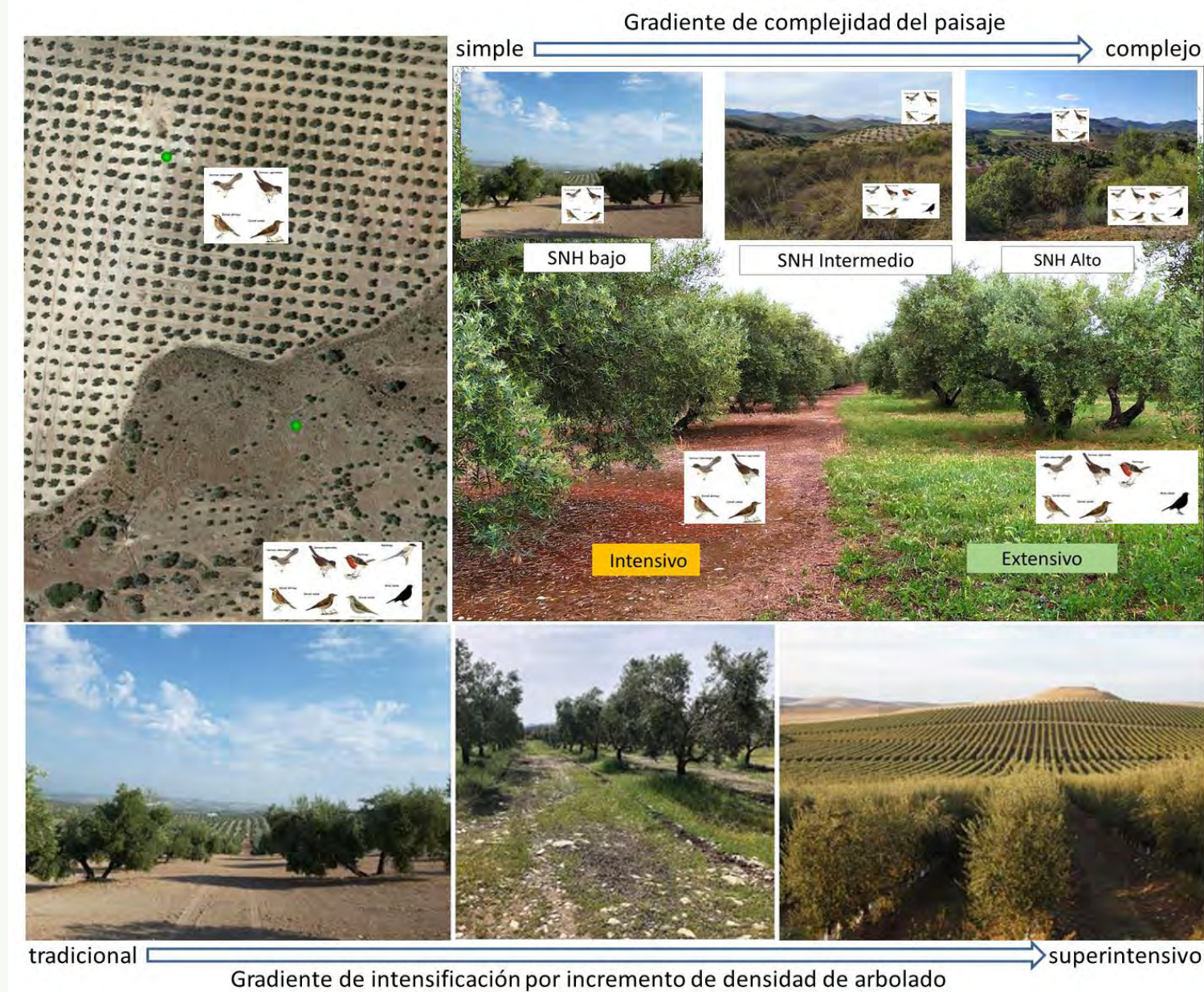


Figura II. Intensificación/extensificación del paisaje y de las prácticas agrícolas en agroecosistemas. En el panel derecho se ilustran las dos principales vías de intensificación en el agroecosistema del olivar. La parte superior del panel muestra la simplificación del paisaje por pérdida de elementos de hábitat natural/seminatural que en la figura se reflejan con presencia de remanentes de bosque (SNH), desde baja disponibilidad —SNH bajo, donde casi sólo hay campo de olivar en el paisaje—; a intermedia, con frecuente representación de hábitat seminatural —SNH Intermedio—; y alta, con predominio de hábitat natural en el paisaje —SNH Alto—. La parte inferior de este mismo panel ilustra la intensificación de la práctica agrícola por eliminación de las cubiertas herbáceas (intensivo), frente al mantenimiento de las mismas la mayor parte del año (extensivo). En el panel de la izquierda se ilustran los dos hábitats en la finca de olivos: el hábitat productivo del campo de olivos y el hábitat improductivo con un remanente de hábitat seminatural. En la figura se aprecian también las consecuencias para la diversidad de especies de aves frugívoras otoño-invernales, de la intensificación/extensificación de las prácticas agrícolas y del uso agrícola del paisaje mediante la representación de especies comunes en cada tipo de hábitat (campo de olivar y hábitat seminatural). Se ilustra la mayor diversidad de frugívoros, conforme se incrementa la heterogeneidad del paisaje, en olivar con cubierta herbácea y en el hábitat seminatural (Rey et al., 2021). El panel inferior muestra la tercera dimensión de intensificación agrícola en los cultivos arbóreos, marcada por el incremento de la densidad de plantación, desde marcos tradicionales (izquierda) hacia intensivos (centro) y el moderno cultivo superintensivo en seto (derecha). Fotos cedidas por el proyecto LIFE Olivares vivos.

3. Técnicas, tecnologías y herramientas más frecuentes que suelen emplearse para restaurar en agroecosistemas

3.1. Sistemas de referencia, controles de recuperación y diagnóstico del estado de conservación de la biodiversidad y su función

Se trata de disponer de **sistemas de referencia locales** contra los que contrastar los éxitos de la recuperación. **Previo a las actuaciones**, es necesario además partir de **diagnósticos del estado de la biodiversidad y su función en el agroecosistema objeto de restauración** (figura III) (véase la ficha del caso práctico LIFE Olivares vivos). Los sistemas de referencia servirán para conocer la fauna, flora y microbiomas del entorno y de los procesos y redes ecológicas en los que están involucrados. Adicionalmente, son el referente para elegir las especies con las que reforestar, prados que regenerar o incluso microorganismos que inocular para restablecer microbiomas (por ejemplo, micorrizas).

Resaltamos tres tipos de sistema de referencia que pueden ser complementarios más que mutuamente excluyentes:

- Agroecosistema ecológico/orgánico en paisajes heterogéneos en los que son frecuentes los elementos naturales y la intercalación de cultivos. Tienen potencial para constituir un óptimo de lo que podemos llegar a restaurar en los paisajes agrícolas de un agroecosistema dado (Martínez-Núñez et al., 2020).
- Grandes remanentes de vegetación natural, barbechos o pastos permanentes y/o roturados, entre los cultivos que informen de la flora, fauna, microbiomas y procesos ecológicos como polinización y dispersión de semillas, feedbacks planta-suelo o actividad enzimática (microbiana) del suelo (Rey et al., 2021).
- Formaciones vegetales nativas dominadas por precursores silvestres de plantas cultivadas (v. g.: el caso de los bosques de acebuche —acebuchales— como sistema de referencia para las grandes extensiones de olivar [Rey, 2011]).

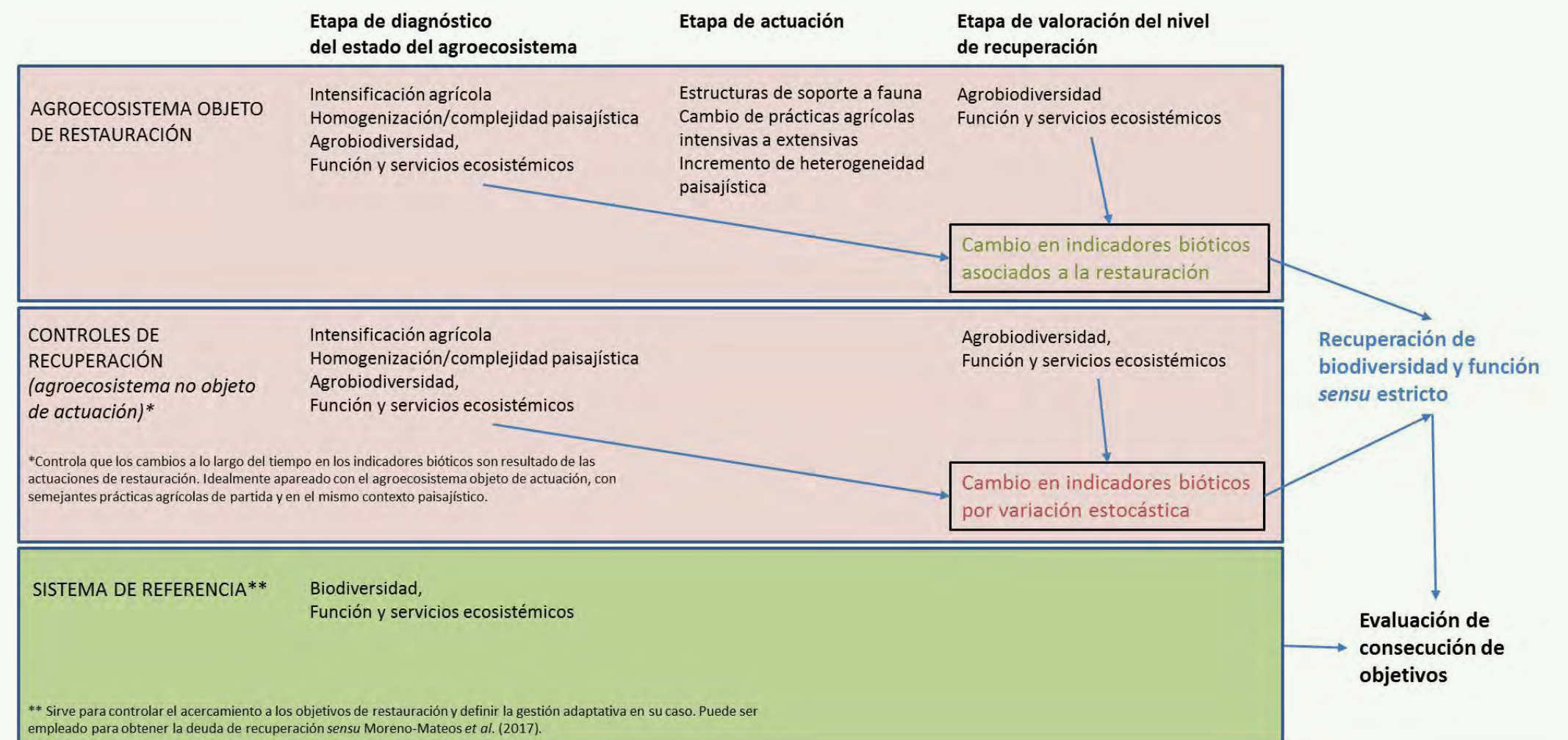
En sentido riguroso, para demostrar la recuperación biótica del agroecosistema como consecuencia de las actuaciones de restauración, se requerirán además **controles de la restauración**. Esto es, el mismo tipo de agroecosistema sometido a las mismas prácticas y en el mismo contexto paisajístico, donde no se realicen actuaciones de restauración y con el que contrastar los cambios en los indicadores bióticos utilizados como parámetros de control de la restauración (figura III).

3.2. Instrumentos y herramientas para la restauración de la biodiversidad en agroecosistemas

La moderna teoría agroecológica otorga un rol fundamental en la restauración de agroecosistemas a: i) la introducción de heterogeneidad paisajística; ii) la incorporación de elementos de soporte para la fauna y la flora silvestre; y iii) las prácticas extensivas alternativas a las de la agricultura intensiva (i. e., cambio a

Figura III. Etapas (columnas en el esquema) y sistemas de estudio (secciones en colores) para una restauración de los agroecosistemas. La recuperación biótica asociada a la restauración del agroecosistema (recuperación de biodiversidad, función y servicios ecosistémicos) requiere partir de un **diagnóstico previo** a las actuaciones en el que se valore, además de la agrobiodiversidad de partida y sus funciones y servicios, el grado de intensificación de las prácticas agrícolas y de homogenización del paisaje (intensidad de uso agrícola del territorio). Después de las **actuaciones**, que pueden contemplar diferentes instrumentos, herramientas y escalas (véanse los instrumentos de la PAC 2023-2030 y su escala de actuación en Díaz et al., 2021), ha de valorarse el nivel de recuperación biótica. El diagnóstico biótico del estado del agroecosistema antes de su restauración requiere

compararlo con un **sistema de referencia** (véase el texto para la propuesta de distintos tipos de sistema de referencia), que nos servirá además para controlar cómo nuestros indicadores de recuperación tras las actuaciones se acercan al objetivo de restauración (**evaluación de consecución de objetivos**). En sentido riguroso, una recuperación biótica requeriría la demostración de que los cambios bióticos (favorables o desfavorables) en el agroecosistema restaurado (i. e., la diferencia entre los indicadores bióticos después y antes de la actuación) no se deben a variaciones estocásticas (**recuperación de biodiversidad y función sensu estricto**), por lo que en rigor deberían contrastarse con los valores de esos indicadores (en tiempos posterior y previo a la actuación) **en controles de recuperación no sujetos a actuación**.



una agricultura más extensiva) (figura II). En gran medida, estos instrumentos de actuación han redundado ya en lecciones aprendidas en algunos de los proyectos/iniciativas emblemáticas de restauración en agroecosistemas españoles como el proyecto LIFE Olivares vivos (<https://olivaresvivos.com/en/>), el proyecto LIFE Esteparias (<https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/life-esteparias>), el proyecto del Grupo Operativo Márgenes multifuncionales en cultivos de secano (<https://www.asajasevilla.es/asaja-sevilla/proyectos/en-ejecucion/item/3458-gestion-de-margenes-multifuncionales-en-secano-para-un-mejor-balance-en-carbono-y-biodiversidad.html>), el proyecto ZITRUS de la WWF (www.wwf.es/zitrus), los arrozales ecológicos de SEO/BirdLIFE (<https://www.rietvell.com/>) o los seguimientos de recuperación de barbechos en sistemas de cultivos herbáceos anuales (Giralt *et al.*, 2018) (véanse más detalles de algunos de ellos en las fichas de casos prácticos de restauración en agroecosistemas: [LIFE Olivares vivos y cultivos de secano cultivos de secano](#)). Están también en línea con los instrumentos que contempla la PAC 2023-2030 relatados anteriormente. Como ya se comentó, aunque hay ciertos patrones generales, la escala y herramienta puede depender del sistema agrícola en cuestión, de la región y de su biodiversidad de hábitats y especies, así como de su estado de conservación general. Recomendamos, de nuevo, el apéndice 1 de Díaz *et al.* (2021) para especificaciones y medidas concretas al respecto, así como su consideración dentro de los instrumentos de condicionalidad ambiental, eco-esquemas y AECM.

Se puede acudir, además, a múltiples estrategias y normativas de marco nacional y europeo a la hora de aplicar estas herramientas. Así, su aplicación está alineada con la Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea (https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a-3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0007.02/DOC_1&format=PDF), que establece que el 10 % de la superficie agrícola se debe destinar a elementos paisajísticos de gran diversidad biológica. Igualmente, está alineada con la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas (https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/infraestructura-verde/Infr_verde.aspx) y con la Estrategia Nacional de Polinizadores (https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/fauna_flora_estrategias_polinizadores.aspx), donde se plantean acciones concretas para su conservación y el mantenimiento del servicio de polinización.

La nueva propuesta de reglamento europeo sobre restauración de ecosistemas (NRL) incluye los agroecosistemas entre sus espacios objetivo de restauración, con ambiciosas metas para la mejora e incremento de la biodiversidad de estos ámbitos. Establece la obligatoriedad de una tendencia creciente del contenido en materia orgánica en el suelo, de elementos de paisaje de alta biodiversidad (ya mencionado en la Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea, pero aquí plasmado legalmente), además de índices específicos relativos a determinados grupos faunísticos considerados indicadores de interés (mariposas y aves).

La introducción de heterogeneidad paisajística puede lograrse a través de herramientas tan dispares como la promoción de la **intercalación de diferentes cultivos** y la creación, restablecimiento o fortalecimiento **de infraestructuras verdes y elementos seminaturales en el paisaje (renaturalización)**, que pueden implementarse a nivel de finca de forma voluntaria (eco-esquemas y AECM) o formar parte de la condicionalidad ambiental reforzada como una estrategia a mayor escala. Para la renaturalización de fincas y paisaje hay posibilidades complementarias (**caja II**).

Caja II. Herramientas para la renaturalización a escala de paisaje y finca (infraestructuras de soporte para la fauna), utilizadas para objetivos de restauración de agroecosistemas

Para la introducción de heterogeneidad paisajística encontramos:

- Revegetación de márgenes por siembra de herbáceas (márgenes multifuncionales) en cultivos anuales.
- Revegetación de linderos, bordes de caminos, arroyos, cárcavas, sotos, herrizas y padrones con plantas con fruto carnoso, frutos en bellota o piñas y/o que aporten recursos florales estables para insectos polinizadores.
- Creación de pequeños bosques islas.
- Recuperación de setos vivos y cortavientos.
- Fomento de prados y rodales de herbáceas o parches florales permanentes.
- Incremento de superficies en barbecho en terrenos de cultivos anuales.
- Incremento del ciclo de descanso de terrenos en barbecho en cultivos anuales y manejo acorde a la necesidad de grupos de interés (e. g., aves esteparias, véase Giralt *et al.*, 2018).
- Control de la matorralización de pastos y dehesas a través de la rotación.
- Limitación de programas de reforestación de tierras agrarias en zonas de esteparias.
- Reducción de la instalación de cultivos leñosos superintensivos y/o plantas fotovoltaicas en zonas de cultivos anuales, especialmente en áreas de esteparias.

Infraestructuras de soporte para la fauna (refugio, lugar de nidificación, posadero, etc.):

- Nidales para aves y murciélagos.
- Nidales para abejas solitarias.
- Posaderos y árboles aislados en la matriz de cultivo.
- Muretes en linderos.
- Recuperación del aterrazado con muros de piedras tradicionales en zonas de montaña.
- Construcción de charcas y bebederos.
- Adecuación de balsas de riego para refugio animal.
- Adecuación de cortijos abandonados para rapaces nocturnas y diurnas, complementado con técnicas de hacking.
- Casas de vida para rapaces diurnas y nocturnas.

3.2.1. Infraestructuras de soporte para la fauna

En muchos agroecosistemas, la historia de degradación a escala de campo, finca y paisaje por intensificación de uso del suelo ha provocado la ausencia o drástica reducción de elementos naturales que proporcionaban un lugar de reproducción, refugio, refresco, bebedero, oteo o parada a la fauna. Estas limitaciones pueden dificultar el uso de los agroecosistemas por parte de la fauna vertebrada e invertebrada y su contribución a servicios ecosistémicos. Su corrección es fácil, incorporando pequeñas infraestructuras específicas de soporte para esta fauna (véase la mejora del biocontrol de plagas mediante cajas nido para aves insectívoras en García, Miñarro y Martínez-Sastre, 2021), que constituyen herramientas de renaturalización de pequeña escala y coste, que bien podrían aplicarse al amparo de figuras como las AECM. Algunas de estas infraestructuras figuran en la **caja II**.

3.2.2. Cambios de manejo intensivo a extensivo y a cultivo ecológico

De forma generalizada, el cambio de manejo intensivo a extensivo incluye típicamente la disminución de la frecuencia e intensidad de laboreo y del uso de agroquímicos (fertilizantes y plaguicidas), así como la disminución de la intensidad y limitación de superficies de regadío, ajustándolas a la oferta hídrica de caudales ecológicos. En este ámbito se ubica la conversión a agricultura ecológica con la eliminación del uso de agroquímicos de síntesis. Si bien algunas de estas medidas pueden ser voluntarias y cumplir los objetivos específicos de eco-esquemas y AECM, también deberían formar parte de alguna manera de la condicionalidad ambiental reforzada, puesto que, según la Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea, antes de ese año ha de alcanzarse la reducción del 50 % del uso global de plaguicidas químicos —y el riesgo que plantean— y del 100 % de los plaguicidas más peligrosos, a la vez que el 25 % de la superficie agrícola debería ser convertida a agricultura ecológica.

Otras medidas de extensificación recomendables en los grandes sistemas de cultivos anuales y las dehesas cerealistas son:

- La utilización de cereales de ciclo largo en el cultivo cerealista para la menor interferencia con la reproducción de aves esteparias.
- Cultivo de cobertura y a bandas con uso de leguminosas.

En los cultivos permanentes, entre las mejores alternativas de cambio a agricultura intensiva están la reconversión de parte del marco de plantación superintensivo a marcos menos densos y, genéricamente, el mantenimiento de cubiertas verdes en las calles entre hileras de cultivo (Winter *et al.*, 2018, en viñedos; Rey *et al.*, 2019, en olivar). Estas cubiertas verdes pueden ser espontáneas (altamente deseable) o sembradas, y pueden ir manejándose para distintas funcionalidades, incluidas las claramente agronómicas:

- Retención del suelo (gramíneas).

- Abono verde (leguminosas).
- Protección frente a patógenos fúngicos y microbianos del cultivo (por ejemplo, *Sinapis alba*).
- Forrajeras (para mantener el ganado en agricultura ecológica).
- Restauración de la función de polinización (diversidad floral).
- Culinarias.

4. Recomendaciones a tener en cuenta para la restauración ecológica de los agroecosistemas

Al margen de los instrumentos, técnicas y herramientas aplicables en la restauración de agroecosistemas, es conveniente atender a ciertas recomendaciones genéricas adicionales:

- **El incremento de la complejidad paisajística** ha de diseñarse no sólo para generar lugares adecuados para albergar más especies en el paisaje agrícola. La configuración espacial de estos elementos y su forma es fundamental para **fomentar la conectividad funcional del paisaje**, facilitando la movilidad de vínculos animales (aves frugívoras, insectos polinizadores) que eviten el aislamiento de remanentes de hábitat y disminuyan el desequilibrio de sus poblaciones de flora y fauna, posibilitando su funcionamiento como metapoblaciones y metacomunidades. Es fundamental también para promover el intercambio con el campo de cultivo y servicios como polinización de cosechas, control de plagas, etc. (Martin *et al.*, 2019).
- **La gestión de la biodiversidad agrícola ha de contemplarse a varias escalas espaciales**, puesto que los requerimientos a este respecto son específicos de especie/grupos de especie (Reynolds *et al.*, 2018; Rey *et al.*, 2019). **En este sentido, hay que procurar la integración de las escalas de campo, propiedad (finca) y paisaje.**
- En muchos agroecosistemas puede ser fundamental **limitar/regular la concentración parcelaria** que frecuentemente facilita la aplicación de la agricultura intensiva por el incremento del tamaño de campo agrícola y la eliminación de elementos seminaturales claves en el manejo de la biodiversidad a escala paisajística. En otras ocasiones, el cooperativismo puede ser fundamental para reunir un número de fincas suficientes para abordar un enfoque de restauración a gran escala.
- **Reforzar localmente los remanentes de vegetación natural con plantas entomófilas y endozoócoras** (con frutos carnosos dispersados por animales parcialmente frugívoros), puesto que estos remanentes han sido históricamente muy manejados y empobrecidos, siendo su funcionalidad actual muy limitada (Rey *et al.*, 2021).
- **Involucrar al agricultor en el mantenimiento y seguimiento de las infraestructuras de soporte para la fauna y de las infraestructuras verdes**, especialmente de los elementos reforestados mediante riegos de soporte en los primeros veranos.

- **Procurar la trazabilidad de la planta/semilla reforestada y de las semillas de cubiertas nativas** utilizadas para que proceda de viveros y áreas de recolección lo más próximas posible al lugar de actuación, a fin de evitar la transmisión de genes mal adaptados y patógenos.
- **Caminar y educar hacia la percepción de la biodiversidad como una aliada de la agricultura** en vez de su enemigo, e incorporarla en la cuenta de resultados del agricultor a través de lo siguiente:
 - Reducción de insumos y sustitución por servicios ecosistémicos provistos por la biodiversidad: control de plagas, polinización de cultivos, fertilización del suelo y control de la erosión, aprovechamiento cinegético, turismo experiencial, gastronómico, de naturaleza, etc.
 - Aplicación de modelos de hacer agricultura compatibles/análogos con los instrumentos para la conservación de la naturaleza y la mitigación del cambio climático en el marco de la PAC 2023-2030.
 - Desarrollo de certificaciones de prácticas amigables con la biodiversidad y ecoetiquetas trasladables a marcas de garantía de calidad, avaladas científicamente y que otorguen un valor añadido al ser apreciables por consumidores concienciados (véase el ejemplo de LIFE Olivares vivos [2021]. *Extra virgin olive oil quality certificate*. <https://olivaresvivos.com/aove/en/>).

5. Indicadores de tipo biótico más frecuentes o útiles para poder cuantificar el avance del proyecto y sus objetivos para desarrollar una gestión adaptativa y/o evaluar sus resultados

Cualquier proyecto de restauración ha de contar con indicadores para cuantificar el avance del proyecto (parámetros de control) y consecución de objetivos. En la **caja III** se presentan una serie de indicadores, distinguiéndose entre los relacionados con la recuperación de biodiversidad y los vinculados con la recuperación de función y/o servicio ecosistémico. Es recomendable contrastar estos indicadores con sus valores en controles no sujetos a actuación y con sus valores en sistemas de referencia (**figura III**).

Caja III. Indicadores bióticos de control de avance y recuperación del agroecosistema

Indicadores de recuperación de biodiversidad:

Pueden ser muy diversos, pero aquí citamos algunos frecuentes en la literatura.

- Éxito del establecimiento de la planta sembrada o reforestada y cobertura obtenida en los primeros años tras la siembra y la reforestación.

- Riqueza de especies de plantas (plantadas vs. espontáneas), grupos funcionales y formas de crecimiento.
- Riqueza de especies de vertebrados y grupos funcionales-tróficos (v. g., aves o quirópteros).
- Recuperación de grupos sensibles especies de vertebrados amenazadas (aves agrarias y esteparias, murciélagos, anfibios anuros).
- Recuperación de insectos polinizadores (e. g., abejas solitarias).
- Tasas de colonización de nidales instalados (rapaces, murciélagos, abejas solitarias).
- Similitud en la composición de especies (plantas, artrópodos indicadores y vertebrados) con los sistemas de referencia.
- Incremento en abundancia y diversidad microbiana en el suelo.

Indicadores de función/servicio ecosistémico:

- Floración y fructificación de especies plantadas y espontáneas.
- Frecuencia y diversidad de las semillas de frutos en muestras fecales de aves frugívoras (indicador rápido del proceso de recuperación de la dispersión de semillas a través del paisaje agrícola).
- Incremento en abundancia y diversidad en aves frugívoras e insectívoras.
- Producción de aves agrarias/esteparias y estima de sus componentes (número de nidos, número de huevos y producción de pollos).
- Incremento en la abundancia y diversidad de enemigos naturales de las principales plagas del cultivo.
- Biovolumen (alto, largo y ancho) de plantas leñosas reforestadas y/o surgido espontáneamente en elementos naturales restaurados.
- Incremento en la cobertura y diversidad funcional de las cubiertas verdes.
- Almacenamiento de C en el suelo.
- Acumulación y descomposición de materia orgánica en el suelo.
- Fertilidad del suelo por su contenido de nutrientes: N total, NH4+, NO3-, P, K Cu, Mg, Fe, Mn, y Zn.
- Actividad enzimática microbiana en el suelo.
- Disminución de la compactación del suelo e incremento en la infiltración y capacidad de almacenamiento de agua.
- Incremento en el NDVI en las cubiertas de suelo (indicador de productividad y cobertura).
- Incremento en la conectividad estructural de elementos naturales del paisaje.

Casos prácticos recomendados

[16 CULTIVOS DE SECANO](#)

[49 LIFE OLIVARES VIVOS](#)

Bibliografía

Allan, E. *et al.* (2015) Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition, *Ecology Letters*, 18, pp. 834-843.

Blitzer, E.J., *et al.* (2012) Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1), pp. 34-43.

Bommarco, R., Kleijn, D. y Potts, S. (2013) Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security, *Trends in Ecology & Evolution*, 28, pp. 230-238.

Conway, G.R. (1987) The properties of agroecosystems, *Agricultural Systems*, 24(2), pp. 95-117.

Díaz, M. *et al.* (2021) Environmental objectives of Spanish agriculture: Scientific guidelines for their effective implementation under the Common Agricultural Policy 2023-2030, *Ardeola*, 68(2), pp. 445-460.

Ellis, E.C. *et al.* (2010) Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000, *Global Ecology and Biogeography*, 19, pp. 589-606.

Fahrig, L. *et al.* (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes, *Ecology Letters*, 14(2), pp. 101-112.

Foley, J.A. *et al.* (2005) Global consequences of land use, *Science*, 309, 5734, pp. 570-574.

Foley, J.A., *et al.* (2011) Solutions for a cultivated planet, *Nature*, 478, pp. 337-342.

García, D., Miñarro, M. y Martínez-Sastre, R. (2018) Birds as suppliers of pest control in cider apple orchards: avian biodiversity drivers and insectivory effect, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 254, pp. 233-243.

García, D., Miñarro, M. y Martínez-Sastre, R. (2021) Enhancing ecosystem services in apple orchards: Nest boxes increase pest control by insectivorous birds, *Journal of Applied Ecology*, 58(3), pp. 465-475.

Giralt, D. *et al.* (2018) Manual de gestión de barbechos para la conservación de aves esteparias. Fundación Biodiversidad. Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya.

Green, R.E. *et al.* (2005) Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307, 5709, pp. 550-555.

Guerrero-Casado, J. *et al.* (2021) Environmental challenges of intensive woody crops: The case of super high-density olive groves, *Science of the Total Environment*, 798, 149212.

Herrera, C.M. (2020) Gradual replacement of wild bees by honeybees in flowers of the Mediterranean Basin over the last 50 years, *Proceedings of the Royal Society B*, 287: 20192657.

Herrera J.M. (2011) El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación, *Ecosistemas*, 20, pp. 2134.

Inger, R. *et al.* (2014) Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising, *Ecology Letters*, 18(1), pp. 28-36.

Kleijn, D. *et al.* (2011) Does conservation on farmland contribute to halt biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution*, 26(9), pp. 474-481.

Kovács-Hostyánszki, A. *et al.* (2017) Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination, *Ecology Letters*, 20(5), pp. 673-689.

Landis, D.A. (2017) Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services, *Basic and Applied Ecology*, 18, pp. 1-12.

Marja, R. *et al.* (2019) Effectiveness of agri-environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by landscape structure or land-use intensity, *Ecology Letters*, 22(9), pp. 1493-1500.

Martin, E.A. *et al.* (2019) The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe, *Ecology Letters*, 22, pp. 1083-1094.

Martínez-Núñez, C. *et al.* (2020) Low-intensity management benefits solitary bees in olive groves, *Journal of Applied Ecology*, 57(1), pp. 11-120.

Mendenhall C.D. *et al.* (2014) Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes, *Nature*, 509, pp. 213-217.

Moreno-Mateos D. *et al.* (2017) Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt, *Nature Communications*, 8, 14163.

Navarro, A. y López-Bao, J.V. (2018) Towards a greener Common Agricultural Policy, *Nature Ecology and Evolution*, 2, pp. 1830-1833.

Ortiz, A.M.D. *et al.* (2021) A review of the interactions between biodiversity, agriculture, climate change, and international trade: research and policy priorities, *One Earth*, 4, pp. 88-101.

Osborne, J.L., Williams, I.H. y Corbet, S.A. (1991) Bees, Pollination and Habitat Change in the European Community, *Bee World*, 73, pp. 99-116.

Potts S.G. *et al.* (2010) Global pollinator declines: trends, impacts and drivers, *Trends in Ecology and Evolution*, 25, pp. 345-53.

Rey, P.J. (2011) Preserving frugivorous birds in agro-ecosystems: lessons from Spanish olive orchards, *Journal of Applied Ecology*, 48, pp. 228-237.

Rey, P.J. *et al.* (2019) Landscape-moderated biodiversity effects of ground herb cover in olive groves: Implications for regional biodiversity conservation, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 277, pp. 6173.

Rey, P.J. *et al.* (2021) Persistence of Seed Dispersal in Agroecosystems: Effects of Landscape Modification and Intensive Soil Management Practices in Avian Frugivores, Frugivory and Seed Deposition in Olive Croplands, *Frontiers in Ecology Evolution*, 9, 782462.

Reynolds, C. *et al.* (2018) Inconsistent effects of landscape heterogeneity and land-use on animal diversity in an agricultural mosaic: a multi-scale and multi-taxon investigation, *Landscape Ecology*, 33, pp. 241-255.

Rosenberg, K.V. *et al.* (2019) Decline of the North America Avifauna, *Science*, 366, 6461, pp. 120-125.

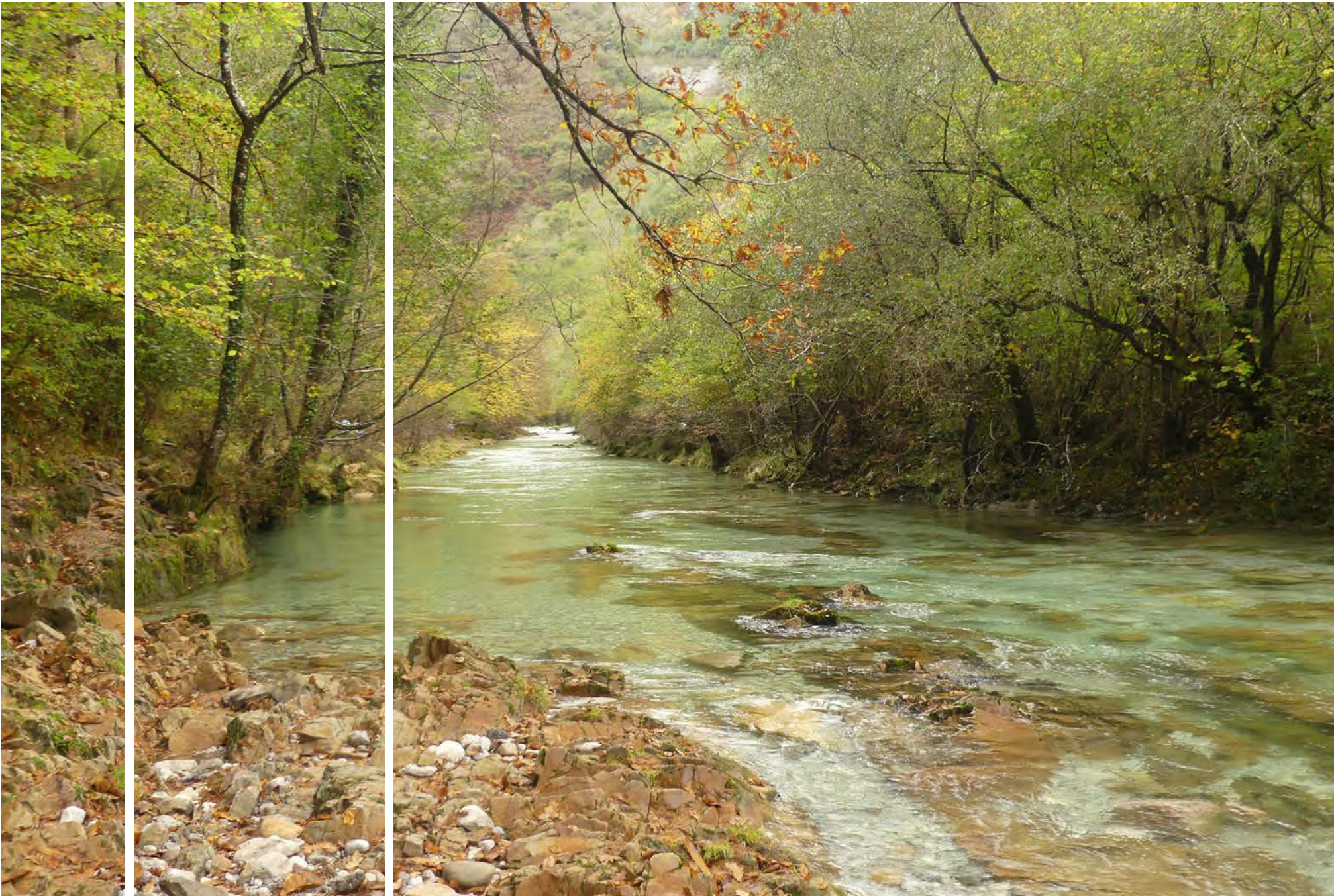
Saponari, M. *et al.* (2013) Identification of DNA sequences related to Xylella fastidiosa in oleander, almond and olive trees exhibiting leaf scorch symptoms in Apulia (Southern Italy), *Journal of Plant Pathology*, 95, p. 668.

Tarjuelo, R., Margalida, A. y Mougeot, F. (2020) Changing the fallow paradigm: A win-win strategy for the post-2020 Common Agricultural Policy to halt farmland bird declines, *Journal of Applied Ecology*, 57, pp. 42-649.

Tscharntke, T. *et al.* (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management, *Ecology Letter*, 8, pp. 857-874.

Tscharntke, T. *et al.* (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87, pp. 661-685.

Winter, S. *et al.* (2018) Effects of vegetation management intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis, *Journal of Applied Ecology*, 5, pp. 2484-2495.



3. Bloque temático

Ecosistemas fluviales

> *Autor:* Ignacio Mola Caballero de Rodas.

Diego García de Jalón¹

¹ Universidad Politécnica de Madrid.

1. Introducción

Los ríos en España son un dominio público, por lo que su restauración es tarea de las demarcaciones de cuencas, organismos públicos encargados de la gestión del agua. Para facilitar y coordinar estas tareas, se desarrolló la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (en adelante, ENRR) con objeto de contribuir a la consecución del buen estado ecológico de los sistemas fluviales y mejorar su funcionamiento como ecosistemas. Surge en 2005 y, tras 15 años de implementación y experiencias, se ha actualizado con una nueva edición para el periodo 2022-2030. Esta nueva edición de la ENRR contiene información muy relevante de cara a un futuro plan de restauración nacional que incluye en sus objetivos la restauración y reconexión longitudinal y transversal de los ríos. De esta manera, se prevé lograr la conectividad longitudinal de 3.000 km de ríos españoles antes del año 2030, donde se han inventariado más 18.500 barreras transversales (azudes y presas con una altura media inferior a 2 m, y obras de paso). Así mismo, se han identificado 14.600 obras longitudinales de defensa frente a inundaciones, de estabilización de márgenes y de protección contra la erosión que impiden la conectividad transversal en los ríos y sobre los que se pretende su eliminación, rebaje o retranqueo como medidas de restauración.

2. El ecosistema fluvial. Estructura y funcionamiento

Los ríos son unos ecosistemas diferentes debido a que constituyen la vía de drenaje del territorio y, por tanto, dependen de los ecosistemas terrestres que lo componen. Ello significa que, en su metabolismo, la energía y materias que intervienen en la formación de sus comunidades provienen en gran parte de fuera (componente heterotrófica), combinándose con la producción primaria propia (componente autotrófica). En su morfología predomina la dimensión longitudinal que se estructura jerárquicamente y determina un comportamiento asimétrico: los tramos y comunidades de los tramos altos influyen más en los de aguas abajo que al contrario.

2.1. Hábitat físico (continente)

El hábitat fluvial tiene tres componentes espaciales: i) el **cauce activo o álveo**, que son las zonas de menor cota por donde discurren normalmente las aguas y que albergan las comunidades acuáticas; ii) las **riberas** como franjas laterales al cauce activo que se inundan en avenidas y que están influenciadas por unos freáticos altos; y iii) el **subálveo o medio intersticial** como

límite inferior del cauce activo y, con frecuencia, de la ribera, que se caracteriza por su porosidad, flujo subterráneo y por albergar una rica comunidad hiporreica.

2.2. Flujos y procesos (agua, sedimentos finos y acarreo)

El cauce es el espacio fluvial por el que discurren los caudales. Podemos considerar los ríos como sistemas complejos, cuyo funcionamiento necesita tanto del agua que fluye como de los materiales que transporta, bien por arrastre (sedimentos, restos leñosos y detritus), o bien por disolución (materia orgánica, minerales y gases). La peculiaridad de los ríos estriba en que dicho funcionamiento es el responsable tanto de las formas de ese espacio fluvial como de sus características como hábitat, y, por tanto, de las comunidades que lo habitan. En efecto, el agua en movimiento tiene una energía que le permite realizar trabajos como la erosión del substrato de orilla y fondos, el transporte de materiales y su sedimentación. Este proceso da lugar a las formas fluviales (meandros, rápidos y pozas) y, por tanto, a los hábitats. Además, el proceso de transporte de materia orgánica, nutrientes, sales y oxígeno condiciona las características tróficas y fisiológicas de las comunidades fluviales.

Vemos que las aguas corrientes son la fuerza básica del funcionamiento del río. Pero los caudales que circulan por los cauces son muy variables, dando lugar a diferentes tipos de funcionamiento fluvial. Tendremos diferentes tipos de regímenes de caudales dependiendo del clima (precipitación y temperaturas), de los procesos hidrológicos que ocurran en la cuenca (infiltración y escorrentía) y de la estructura de la red hidrográfica. Básicamente, tenemos regímenes permanentes y temporales. Los primeros pueden responder a la escorrentía superficial según el régimen de precipitaciones de la cuenca (nivales o pluviales), o bien responder a la escorrentía de aguas subterráneas. En los ríos temporales su estiaje llega a interrumpir la circulación del caudal durante días o meses, por lo que sus comunidades presentan adaptaciones a estos eventos.

2.3. Comunidades biológicas

Las comunidades fluviales difieren según los tipos de hábitat que ocupan (rápidos, pozas, remansos, orillas, etc.). Entre las acuáticas distinguimos principalmente entre los de corriente (lóticas) frente los de aguas quietas (lénticas). Obviamente las lóticas son las genuinamente fluviales, ya que las aguas corrientes originan una fisiología más activa que permite mayores crecimientos y producción biológica. El régimen de caudales afecta, directa e indirectamente, a la distribución de las especies, a su capacidad de adaptación, así como a la supervivencia, dispersión y reproducción; y, en última instancia, también afecta a la biodiversidad, la producción y la sostenibilidad de las comunidades fluviales (Poff *et al.*, 1997).

La diversidad de las comunidades de un río responde, en gran medida, a la heterogeneidad de hábitats que en él existen y al cambio temporal de sus condiciones mesológicas. De esta forma, la alternancia de rápidos y remansos en un cauce permite que convivan especies lóticas y lénticas aumentando su diversidad. También las condiciones frías y con caudales altos de invierno seguidas de estiajes cálidos veraniegos en un mismo tramo permiten el solape de especies con nichos ecológicos muy diferentes y, por tanto, una mayor biodiversidad.

3. La variabilidad natural de un río como respuesta resiliente a las perturbaciones naturales

El tamaño y las formas de un río y el tipo de comunidades que en él habitan dependen tanto de las condiciones normales del régimen de caudales como de sus eventos extremos. Las avenidas no sólo dan forma a los cauces, sino que además son necesarias para arrastrar y eliminar los finos y detritus de materia orgánica acumulada durante los estiajes. Estos eventos hidrológicos son los responsables del dinamismo fluvial propio de los ríos naturales en valles aluviales.

Las especies fluviales están adaptadas a la frecuencia y magnitud de estos eventos, desarrollando comportamientos migratorios o adaptando la fenología de sus ciclos biológicos. También, muchas especies fluviales son capaces de resistir la fuerza de arrastre de las crecidas, así como de refugiarse en pozas y encueves en los estiajes.

La vegetación de ribera también está condicionada por las perturbaciones naturales. Sus especies están adaptadas a ellas, resistiendo la fuerza erosiva de la corriente en las concavidades de los meandros, mientras que colonizan los bancos de gravas que se forman en las convexidades después de las avenidas. Así mismo, los estiajes estivales determinan una bajada de los freáticos que favorece a las especies tolerantes a la sequía (fresnos, álamos, olmos, taráis y adelfas) frente a las freatófilas (alisos, sauces y chopos). Por tanto, los eventos extremos mantienen todos los estados de la sucesión ecológica riparia favoreciendo su biodiversidad.

En definitiva, las comunidades fluviales naturales son resilientes a las perturbaciones naturales propias del río en que viven y, a la inversa, si un río pierde su variabilidad natural, tanto espacial como temporal, y muy especialmente si desaparecen los eventos extremos, esa comunidad deja de ser competitiva y es reemplazada por especies de amplia distribución, principalmente alóctonas e invasoras.

4. Presiones antrópicas que afectan a los ríos. Diagnóstico del factor limitante

Los ríos se encuentran degradados por muchos tipos de actuaciones humanas, pero su degradación responde principalmente a tres motivaciones:

- Explotación excesiva de los recursos fluviales (agua, áridos, energía, madera) y desprecio de las funciones de conservación.
- Especulación por el espacio de las riberas y llanura de inundación, fomentada desde los planes urbanísticos y agrarios y favorecida por las obras hidráulicas *ad hoc*.
- Falta de reconocimiento de los valores ambientales de los ríos que han originado actuaciones técnicas deficientes.

Las perturbaciones antrópicas también cambian las formas del río, pero con frecuencia simplificando su estructura y funcionamiento. La respuesta de las comunidades a estas perturbaciones es su degradación y pérdida de naturalidad. Con frecuencia, los ríos están sometidos a distintos tipos de presiones antrópicas, y, si pretendemos mejorar o restaurar un río, lo primero que tenemos que hacer es identificar estas presiones y los impactos que cada una de ellas produce. De entre todas ellas, deberemos diagnosticar cuál de ellas es el factor limitante que está determinando estado ecológico degradado.

A menudo, las presiones antrópicas que afectan a los ríos no están aisladas, ya que el uso del entorno fluvial es múltiple (Vaughan *et al.*, 2009). El espacio urbano contiguo a un cauce, por ejemplo, puede estar asociado con contaminación del agua, régimen de caudal alterado por abastecimientos, canalización, escolleras e interrupción del suministro de sedimentos (Gurnell *et al.*, 2007). Los cambios en las comunidades en tales situaciones podrían ser una respuesta a cualquiera o a todos los cambios asociados con dichas presiones, y sus efectos pueden ser aditivos, sustractivos o multiplicativos.

La presión que mayor impacto produce en las comunidades fluviales es la contaminación de las aguas. Desgraciadamente, se trata de una presión extendida que todavía afecta a gran número de ríos, pero su intensidad se ha reducido en las últimas décadas. La restauración de la contaminación por vertidos puntuales (urbanos e industriales) corresponde a la «ingeniería sanitaria» en base al funcionamiento de estaciones de depuración de aguas residuales, y cuyo desarrollo queda fuera de esta obra. La contaminación difusa afecta a las aguas subterráneas e, indirectamente, a los ríos, pero su control corresponde a la ordenación del territorio y a las buenas prácticas agrícolas, por lo que también queda fuera de esta obra.

En esta obra nos referimos a la restauración de ríos afectados por presiones hidromorfológicas, es decir, presiones que modifican el régimen natural de caudales (alteraciones en la escorrentía, extracciones de agua, regulación de caudales)

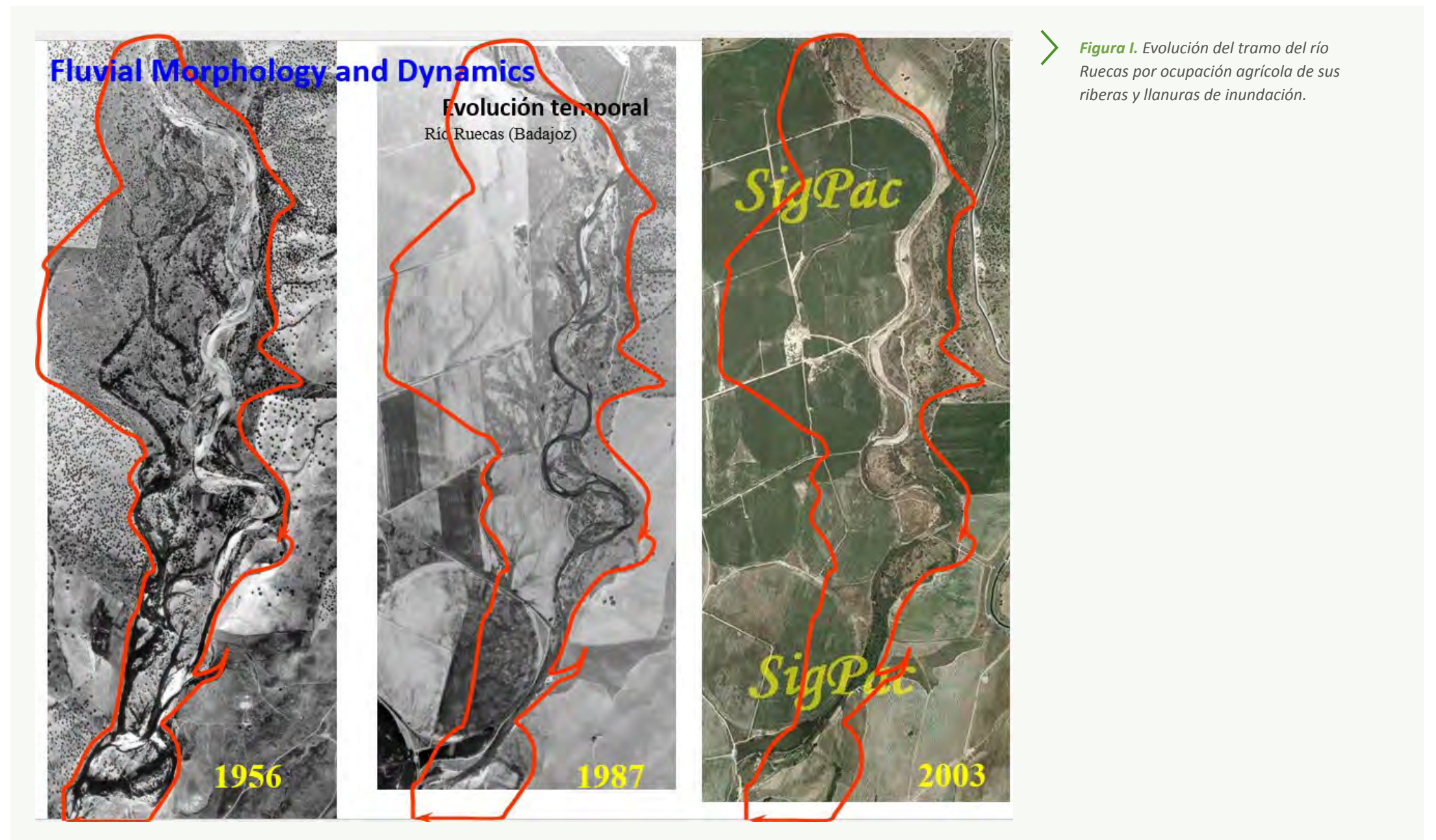


Figura 1. Evolución del tramo del río Rucas por ocupación agrícola de sus riberas y llanuras de inundación.

y la dinámica geomorfológica del cauce (rectificaciones, canalización, dragado, extracción de áridos y ocupación de la ribera).

Los efectos que cada una de estas presiones hidromorfológicas tienen en los ecosistemas fluviales, así como los mecanismos de acción que ejercen a través de la alteración de procesos y las variables que afectan, puede verse en García de Jalón *et al.* (2013).

4.1. Alteraciones en las cuencas vertientes

A escala de cuenca, los cambios en los usos del suelo y en los tipos de ocupación del territorio tienen un efecto claro en los ríos, aunque retrasado en el tiempo. Con frecuencia, causan cambios en las rutas de escorrentía hidrológica de la cuenca que, a la larga, se traduce en alteraciones de los regímenes de caudales de los ríos que la drenan, tanto en el tipo de régimen como en las aportaciones cuantitativas. Así, el abandono progresivo de zonas rurales y de montaña y de sus antiguos

usos agrícolas y ganaderos ha permitido la expansión del bosque y matorral con el consiguiente aumento de la infiltración (favoreciendo la escorrentía subterránea) y de la intercepción y evapotranspiración (aumentando su consumo de agua y, por tanto, reduciendo los caudales en los ríos).

4.2. Cambios y destrucción de riberas

La ocupación de las riberas por parte de la agricultura ha sido muy intensa, especialmente en ríos de llanuras aluviales y tramos bajos donde los suelos de la margen del río suelen ser húmedos y ricos (**figura I**). En estos ríos, con sus orillas directamente en contacto con los cultivos, sus zonas ribereñas se reducen a franjas estrechas o árboles aislados en las orillas de los ríos. Las prácticas agrícolas impiden la regeneración de la vegetación ribereña y conducen a la degradación del banco de semillas ribereño. La vegetación ribereña interactúa con el flujo y sedimentos arrastrados para influir en la forma del cauce, en el hábitat acuático, en la dinámica de los nutrientes y en los patrones de temperatura y caudal.

Como consecuencia de la pérdida de vegetación, tanto por ocupación agrícola como por urbanización de la ribera, reduce su capacidad de retener los sedimentos de las aguas en avenidas y de reforzar las orillas de los ríos y capturar nutrientes por las raíces. De esta forma, se interrumpen los vínculos tierra-agua, lo que conduce a reducir la calidad del agua y a la simplificación de los cauces, de los regímenes térmicos y de la estabilidad de flujos y, en última instancia, a una integridad biológica reducida (Snyder *et al.* 2003).

4.3. Canalización y dragados de cauces

La canalización se refiere a la modificación de la forma del cauce fluvial, bien en trazado en planta (traslación y rectificación), y/o bien alterando su sección transversal, realizada con el fin de controlar inundaciones, navegar, mejorar el drenaje y reducir el potencial de migración del cauce (Brookes, 1990). La canalización (**figura II**) incluye el aumento de la sección, ampliando la anchura del canal y/o su profundidad, la reducción de la resistencia al flujo a través de la limpieza de la vegetación ribereña y acuática, y eliminado encueves y pozas, así como construyendo escolleras como refuerzo de orillas. Estas formas de modificación morfológica típicamente transforman los perfiles transversales de los canales en formas uniformes, suaves, trapezoidales o rectangulares. También puede incluir la construcción de motas o diques longitudinales, que aumentan aún más la capacidad del canal, originando velocidades del agua muy altas dentro del río durante las avenidas, pero desconectando el cauce con la ribera y la llanura aluvial. La rectificación del cauce es un encauzamiento que modifica la planta del río, mediante el corte de meandros, y reubicando el cauce preexistente. La rectificación aumenta la pendiente del cauce y elimina o simplifica las formas del lecho y las secuencias de rápidos y remansos.



➤ **Figura II.** Ríos «Nansa, Cinqueta, Pas y Nalón» canalizados y dragados

4.4. Regulación de caudales

Las extracciones de agua pueden realizarse directamente de las aguas que fluyen por el cauce, o indirectamente mediante el bombeo de agua de los acuíferos que pueden estar estrechamente conectados con los ríos.

La alteración significativa del régimen natural de caudales necesita de infraestructuras de regulación: un gran embalse o un gran transvase de agua desde otra cuenca. Los cambios hidrológicos producidos están, en gran medida, fuertemente influenciados por su uso: riego, abastecimientos, energía hidroeléctrica o control de inundaciones (Ward y Stanford, 1979; Petts, 1984). Las grandes presas son una trampa de sedimentos gruesos que van depositando en la cola del embalse y con tiempo lo colmatan (**figura III**). De esta forma, las aguas que sueltan las presas tienen déficit de sedimentos, por lo que tienen una gran capacidad erosiva y con frecuencia producen una incisión en los cauces (**figura IV**)

Cada tipo de uso del agua del embalse produce un tipo diferente de régimen regulado de caudales que causa diferentes alteraciones ecológicas y, a menudo, un mismo embalse se explota para múltiples propósitos. Por ejemplo, los embalses para riego funcionan para almacenar agua durante las estaciones húmedas y liberarla en verano, lo que generalmente produce un régimen de caudales estacionalmente más constante. Los embalses de uso de abastecimiento de agua doméstico o industrial y generación hidroeléctrica tienden a atenuar y retrasar el régimen estacional aguas abajo. Los embalses hidroeléctricos a menudo se utilizan para satisfacer picos en la demanda de electricidad. Por esta razón, estas plantas funcionan de manera intermitente, creando fluctuaciones de caudal periódicas extremadamente rápidas y de corto plazo aguas abajo. Estas fluctuaciones se denominan *hydropеaking* y suelen mostrar un marcado ritmo semanal y diario.

5. Principios y filosofías en la restauración fluvial

La restauración fluvial se refiere a ecosistemas degradados y podemos definirla como el conjunto de acciones encaminadas a devolver al río su estructura y funcionamiento como ecosistema, de acuerdo con unos procesos y una dinámica similar a la que le correspondería en condiciones naturales, o que establecemos como de «referencia del buen estado ecológico».

Esta definición se encuadra en una filosofía en la que la restauración busca las condiciones naturales y las plantea como objetivo. Por el contrario, existen otras visiones (Dufour y Piegay, 2009) que descartan la referencia a condiciones naturales por inalcanzables e irrepetibles (se reconocen umbrales en la alteración de los ríos que, una vez sobrepasados, no permiten volver a las condiciones previas); de esta manera, se considera que los ríos actuales son



Figura III. Colmatación del embalse de Barasona por depósito de sedimentos.



Figura IV. Indicadores de incisión en el cauce. Los tramos fluviales aguas abajo de grandes presas con procesos de incisión son frecuentes debido al gran número de ellas.

unos ríos antrópicos. En ellos, la restauración busca unos «nuevos ecosistemas» que se diseñan en función de unos procesos capaces de mantener unos niveles de biodiversidad que se consideran compatibles y resilientes con la biosfera en que vivimos, incluyendo el cambio climático (Moyle, 2013; Poff *et al.*, 2016).

Un río puede ser restaurado de dos formas (Speed *et al.*, 2016):

- **Restauración pasiva**, actuando sobre las presiones humanas y barreras físicas que constriñen al cauce y dejando que el río se recupere sólo con su propia energía, vegetación, avenidas y sedimentos (**figura V**). Ello implica el uso de una gobernanza con medidas diseñadas para regular o influir en el comportamiento humano.
- **Restauración activa**, con intervenciones directas para modificar el sistema fluvial.

En ríos, la restauración activa es la más frecuente y, desde un punto de vista práctico, podemos definir tres niveles de restauración fluvial:

- **Restauración ecológica**. Tiene por objetivo recuperar la estructura y el funcionamiento del ecosistema que existía en condiciones naturales. Es decir, busca aproximarse a las condiciones de referencia y, por tanto, al **muy buen estado ecológico**. Para ello, se plantea recuperar los procesos fluviales y el funcionamiento del río como ecosistema autosostenible. La estrategia de implementación de estos objetivos ha de basarse en técnicas enfocadas al aumento de los «grados de libertad» del río, y de la recuperación de la «conectividad» longitudinal, transversal y vertical. El planteamiento de una restauración ecológica es muy limitado, ya que exige la gestión integral del río y su cuenca vertiente y el alcance de sus objetivos se prevé a medio o largo plazo.
- **Rehabilitación o recuperación**. Tiene por objetivo restablecer la estructura y el funcionamiento del ecosistema compatibles con su uso sostenible. Busca el **buen estado ecológico** compatible con el aprovechamiento de recursos renovables. Para ello, se plantea recuperar parcialmente los procesos fluviales, aceptando limitaciones a su naturalidad. La estrategia de implementación de estos objetivos ha de basarse en técnicas enfocadas en: i) aumentar los grados de libertad del río; ii) bioingeniería; y iii) mejora del hábitat fluvial. El planteamiento de una rehabilitación es aplicable a escala de tramo (masa de agua), pero tiene limitaciones asociadas a que, con frecuencia, va a necesitar de mantenimiento inicial y el alcance de sus objetivos se prevé a medio plazo. Sin embargo, es una opción realista para el cumplimiento con la Directiva Marco del Agua (DMA) dentro de un número reducido de planes hidrológicos en ríos poco degradados.
- **Maquillaje o mejora**. Tiene por objetivo lograr la estructura o la composición biológica sin el funcionamiento (jardín natural), por lo que necesita mantenimiento (**figura VI**).

Busca el **buen potencial ecológico** manteniendo usos que ejercen impactos significativos, pero mejorando su estructura actual, con frecuencia desde un punto de vista estético o recreativo, pero también para la mejora del hábitat de especies fluviales singulares. El planteamiento de actuaciones de maquillaje o mejora tiene limitaciones en cuanto a la necesidad de un mantenimiento intenso y permanente que conlleva, por tanto, un presupuesto económico alto, por lo que su empleo es óptimo en entornos urbanos con gran uso social y recreativo.

Sea cual fuere la filosofía que impregne nuestro objetivo de conservación o el nivel de restauración que pretendamos, las actuaciones que diseñemos se han de basar en que los ríos tengan al menos:

- Flujos de agua y sedimentos en cantidad y calidad en consonancia con el tipo de río.
- Un espacio fluvial (cauces activos y riberas) proporcional a la magnitud de sus caudales.
- Procesos geomorfológicos que generen el hábitat adecuado para sus comunidades.

Con objeto de tener eficacia, estas medidas de restauración deberán priorizar la eliminación de restricciones artificiales y el diseño de sus actuaciones deberán ir siempre a favor de la corriente, de tal manera que permitan al río, con su potencia hidráulica, realizar y mantener la restauración.

6. Tipos de actuaciones y posibles técnicas a emplear en la restauración de ríos

Para la realización de una restauración se han de aplicar diversos tipos de actuaciones y, muchas veces, las más decisivas no son necesariamente técnicas. Así, las actuaciones de carácter social como la concertación de los interesados en el río, o el involucrar a la participación pública o al voluntariado (Fernández y Ruipérez, 2007) son acciones que afianzan el éxito de la restauración. También son efectivas las medidas económicas, como la compra de terreno fluvial, las concesiones de agua o, simplemente, la exención de impuestos para promover que los mismos propietarios colindantes mejoren sus márgenes. El marco legal de los ríos responde al dominio público hidráulico y las técnicas de su defensa jurídica son, con frecuencia, un buen instrumento (Barreira, Brufao Curiel, y Wolman, 2009).

Las técnicas de restauración son instrumentos y estrategias que se utilizan para «sugerir» al río que realice el trabajo proyectado. Han de basarse en una estrategia de ensayo y error, pues nuestros conocimientos en ecología fluvial tienen



Figura V. Restauración pasiva del meandro de Tetones en el río Ebro (Tudela, Navarra).

Formas respondiendo a procesos vs Formas respondiendo a un diseño



Figura VI. Diseño de cauces con formas fluviales que no responden a procesos geomorfológicos (mejora o maquillaje).

una escasa capacidad predictiva en términos cuantitativos. No existen técnicas buenas o malas, sino adecuadas y eficaces para el fin que se propone. El simple hecho de utilizar una determinada técnica («blanda», «ecológica» y «verde») no significa que se haya realizado una restauración. Tanto si se emplean técnicas «duras» como «blandas», se pueden cometer errores y destruir un río. En este sentido, Ollero Ojeda (2015) señala que hay muchas actuaciones consideradas como restauración (estabilizar, ajardinar, limpiar, urbanizar, maquillar, camuflar, depurar o revegetar) que no lo son.

Podemos distinguir diferentes tipos de técnicas:

- **Topográficas.** Movimiento de tierras para lograr una morfología fluvial, favorecer la conectividad transversal o para favorecer la infiltración permeabilizando los suelos (figura VII).
- **Estructurales.** Incluye la construcción de estructuras diversas que favorezcan la dinámica fluvial, y la eliminación de aquellas que constituyan barreras que la limiten o que impidan la continuidad fluvial (figura VIII). Se trata de de-

flectores para desviar la corriente; azudes para crear pozas o para mitigar la incisión; escolleras, gaviones para limitar el desplazamiento fluvial protegiendo infraestructuras y/o para fomentar el hábitat de orillas; y escalas y rampas para conectar poblaciones de peces.

- **Paliativas.** Proveer de elementos deficitarios (gravas, cantos rodados, bolos y troncos) para mejorar el hábitat acuático y limpiar de finos para recuperar el medio intersticial.
- **De revegetación.** Plantación y siembra con especies leñosas de ribera y macrofitas acuáticas, para crear hábitats y refugio.
- **De bioingeniería.** Empleando plantas leñosas como elementos vivos de construcción en combinación con materiales inertes (empalizadas y rulos) que estabilizan orillas y cauces (**figura IX**).
- **De control de poblaciones.** Eliminación de especies introducidas e invasoras.

Aplicaciones y desarrollo de estas técnicas en el ámbito fluvial pueden verse en González del Tánago y García de Jalón (2008), Magdaleno (2012), Ollero Ojeda (2015) y Carpio Fernández *et al.* (2017). Como complemento a esta guía, se presentan dos fichas de casos prácticos:

- Eliminación y retranqueo de motas en el río Órbigo ([Caso 84 RÍO ÓRBIGO](#)).
- Reconexión de meandros y participación pública en el río Arga ([Caso 56 LIFE TERRITORIO VISIÓN](#)).

González del Tánago, García de Jalón, y Román (2012) señalan que las medidas de restauración más frecuentes implementadas en España son la plantación de vegetación ribereña, la eliminación de azudes y las escalas de peces, aunque las mayores presiones provinieron de la alteración hidrológica causada por la regulación de caudales para riego. Los planes de medidas para alcanzar el buen estado ecológico de las masas de agua, contemplados en el tercer ciclo de planificación hidrológica en España, se dedican principalmente a la reducción de la contaminación (40 % de las medidas), a la gestión y gobernanza del agua (28 %) y a la prevención de inundaciones (12 %). Las medidas de restauración de ríos no llegan al 21 %, comprendiendo medidas de hidromorfología (16,9 %) y de mejora de hábitats y especies (4,1 %).

7. Diseño de un proyecto de restauración y plan de implementación

Muchos de los proyectos de restauración que se realizan carecen de un mínimo contenido científico y son el resultado de la aplicación sistemática de recetas convencionales (Palmer *et al.*, 2007; González del Tánago, García de Jalón, y Román, 2012). En especial, Wohl, Lane y Wilcox (2015) señalan que un proyecto de restauración fluvial necesita de un modelo conceptual del



➤ **Figura VII.** Recuperación del cauce antiguo del río Sequillo en un tramo rectificado (Zamora).



➤ **Figura VIII.** Demolición de azud en el río Manzanares (La Pedriza).

funcionamiento del ecosistema fluvial, incluyendo una comprensión clara de los procesos hidromorfológicos y el reconocimiento de múltiples escalas temporales y espaciales que interactúan en la respuesta del río. Este modelo es el que justifica el que los objetivos de cada restauración son viables y explica cómo se alcanzarán. Pero debemos ser humildes, pues nuestra comprensión del funcionamiento fluvial tiene todavía muchas restricciones e incertidumbres (lo que dificulta predecir con precisión las trayectorias de los ríos). Ello es debido a su variabilidad, a los efectos a largo plazo de las perturbaciones que hace que sus efectos se solapen y a la existencia de umbrales que impiden la vuelta a situaciones anteriores (véase Pont *et al.*, 2009). Por ello, debemos optar por una gestión adaptativa en la implementación de la restauración.

La restauración fluvial se desarrolla dentro de un contexto social que ha de tenerse en cuenta, ya que, con frecuencia, el éxito de una restauración, e incluso la viabilidad de su implementación, pueden depender de la aceptación por parte de los ribereños y usuarios del río (Buijs, 2009). Es por ello que el papel social de la restauración fluvial debe incorporarse en el proyecto de restauración mediante un plan de participación activa del público interesado. Hoy en día no se concibe que un proyecto de restauración tenga éxito y que sea sostenible si no conlleva un trabajo de gobernanza previo que engarce todas las actuaciones socioeconómicas mencionadas con las Administraciones competentes.

La restauración ecológica de ríos es una solución basada en la naturaleza, pues las condiciones de referencia y el funcionamiento natural constituyen su imagen objetivo para el logro del buen estado ecológico. Además, la restauración fluvial para facilitar su implementación y persistencia necesita abordar desafíos sociales (reducción de riesgos de inundaciones, seguridad de abastecimiento de agua, salud humana, cambio climático, etc.) y el bienestar humano. A su vez, el desarrollo de infraestructuras verdes y de medidas naturales de retención de agua incluyen actuaciones de restauración fluvial.

7.1. Elaboración de un proyecto de restauración fluvial

En la planificación de un proyecto de restauración fluvial se deberían seguir las siguientes etapas:

- **Selección** de objetivos de restauración.
- **Evaluación** ambiental del río.
- **Diagnóstico de su problemática:** causas de la desnaturalización.
- Detección de **factores limitantes**.
- **Selección** de tramos críticos.
- Diseño de un **plan de actuaciones**.
- **Implementación** de las medidas planificadas.
- **Seguimiento** y evaluación de resultados.



➤ **Figura IX.** Estructuras de bioingeniería (faginas y kramer) usadas para estabilizar orillas (Riba de Saelices, Guadalajara).

La selección del río que queremos lograr mediante la restauración se basa en su imagen-objetivo potencial, que corresponde a las condiciones de buen estado ecológico, según su referencia del tipo de río al que pertenece. Sin embargo, después de analizar el estado ambiental del río y evaluar las presiones a las que está sometido, junto con los condicionantes sociales (derechos, concesiones, usos del agua y legislación), es posible que tengamos que modificar la imagen-objetivo previa considerando las limitaciones existentes, formulando una imagen-objetivo operacional (Jungwirth, Muhar y Schmutz, 2002).

La detección de los factores limitantes se realiza cribando todas las presiones que afectan al tramo de río, analizando sus impactos en el mismo para determinar aquellas que causan una mayor degradación del ecosistema fluvial. Entre estas últimas, deberemos priorizar aquellas que estén actuando como factores limitantes del estado ecológico, de tal manera que sin su corrección no mejora su estado.

La selección de tramos críticos consiste en buscar aquellos tramos del río que tienen peor estado y cuyos factores limitantes son susceptibles de ser modificados por actuaciones y sus impactos reducidos. El diseño del plan de actuaciones

se realiza en base a una priorización de medidas de restauración que se seleccionan atendiendo a su eficacia frente a los impactos de los factores limitantes detectados y al análisis de su coste/beneficio. Los resultados de este plan de actuaciones se someterán a los procesos de participación pública y concertación social, antes de su aprobación.

7.2. Participación y proceso de consulta

La participación pública y ciudadana debe tener lugar desde los inicios de los trabajos del proyecto de restauración en la selección de objetivos, diseño de actuaciones hasta el seguimiento y evaluación del proyecto, e incluso es muy conveniente en la difusión de sus logros. Por tanto, en primer lugar es necesario identificar los actores en la participación y la relación entre ellos:

- **Profesionales:** de organizaciones privadas y públicas, universidades y centros científicos, organizaciones no gubernamentales profesionales (sociales, ambientales y económicas).
- **Administraciones:** ministerios, consejerías, ayuntamientos.
- **Grupos locales** no profesionales: centrados en lugares o en grupos de interés.
- Ciudadanos individuales.

El proceso participativo ha de ser transparente, amplio y representativo, con una dinámica de debates equilibrados, plurales con información comprensible y exhaustiva, de tal manera que se alcancen resultados concretos con influencia y difusión. Dicho proceso se ha de organizar en cuatro etapas (Ballester *et al.*, 2015):

- Preparación: diseño de la participación en la restauración.
- Información: a partir de los trabajos realizados por la Administración y los equipos de científicos.
- Deliberación: en la que se diagnostica la situación, se presentan posibles actuaciones y se hace un análisis y valoración de las mismas.
- Retorno: donde se presentan y difunden los resultados alcanzados en los debates.

8. Plan de seguimiento y evaluación de las actuaciones

Se trata de un seguimiento a largo plazo de la evolución del río después de finalizado el proyecto, que permita evaluar el logro de los objetivos de la restauración y, por tanto, el éxito o el fracaso de la misma. Es por lo que el plan de seguimiento debe basarse en la imagen-objetivo que ha seleccionado el proyecto. El seguimiento permite comprender la respuesta del río frente a las actuaciones realizadas y contribuye a la formación de los técnicos en restauración fluvial. A su vez, como retroalimentación, fomenta la actualización de objetivos y estrategias de actuación frente a la demanda social y contribuye a su difusión.

8.1. Criterios y métricas

El éxito de la restauración se evalúa mediante el balance comparativo entre lo que haya ganado el río después de su implementación y lo que haya perdido durante ella. En este balance intervienen diversos tipos de criterios (Woolsay *et al.*, 2009) relativos a servicios ambientales, a atributos del ecosistema fluvial y a su implementación. Cada uno de estos criterios se ha de cuantificar mediante una o varias métricas o indicadores.

Desde un punto de vista de gestión y planificación hidrológica, la restauración de ríos tiene como objetivo que estos alcancen el buen estado ecológico. La evaluación del estado ecológico se realiza mediante indicadores de calidad biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos. Los dos primeros son los que definen el buen estado ecológico y son los que deben utilizarse para medir el éxito de una restauración fluvial, mientras que los hidromorfológicos, que son sobre los que se actúa directamente al implementar la restauración, nos sirven para evaluar

la correcta aplicación técnica de las medidas. Los indicadores hidromorfológicos utilizados se recogen en el «[Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos](#)».

Estos criterios de evaluación deben fijarse previamente a la implementación de la restauración (condiciones preproyecto), y hay que definir métricas para cada uno de ellos. Además, las métricas deberán ser monitorizadas mediante un **plan de muestreo** que deberá incluirse en la memoria del proyecto. Se indicará para cada métrica su método de muestreo, su frecuencia y duración y, especialmente, sus umbrales admisibles para cumplir con los objetivos del proyecto.

8.2. Evaluación de las actuaciones

Los resultados cuantitativos del cambio logrado por la implementación de la restauración los hallamos por comparación pre-post (de la implementación de medidas) de las métricas seleccionadas. Sin embargo, pueden existir otros cambios generales (clima, usos del suelo) en el tiempo, por lo que a veces conviene también muestrear en otro río similar de control y así medir estos cambios de contorno. Conviene realizar la evaluación con muestreos a corto, medio y largo plazo, pues los efectos de las perturbaciones y de las actuaciones pueden tener retrasos temporales y los ríos realizan su trabajo con las avenidas que pueden tener periodos de recurrencia de varios años.

Esta comparación nos evalúa el porcentaje de cambio logrado por la restauración. El grado de cumplimiento de objetivos lo obtenemos comparando los valores de las métricas con sus respectivos umbrales de los objetivos definidos en el proyecto.

El análisis coste-beneficio de la restauración es algo más complejo, pues dependerá del interés del dinero y, sobre todo, de la cuantificación de valores no tangibles. Los costes se basan en precios de mercado (valor de uso directo), pero los beneficios se basan en valores de uso indirecto y de opción, y en valores de no uso (existencia y de legado) más imprecisos en su cuantificación.

Casos prácticos recomendados

[56 LIFE TERRITORIO VISIÓN](#)

[84 RÍO ORBIGO](#)

Bibliografía

Ballester, A. *et al.* (2015) *Restauración de ríos. Guía metodológica para el diseño de procesos de participación*. Madrid: MITECO.

Barreira López, A., Brufao Curiel, P. y Wolman, A. (2009) *Restauración de Ríos. Guía jurídica para el diseño y realización de proyectos*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

Brookes, A. (1990) Restoration and enhancement of engineered river channels: Some European experiences, *River Research & Applications*, 5, pp. 45-56.

Buijs, A.E. (2009) Public support for river restoration. A mixed-method study into local residents' support for and framing of river management and ecological restoration in the Dutch floodplains, *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 2680-2689.

Dufour, S. y Piegay, E. (2009) From the Myth of a Lost Paradise to Targeted River Restoration: Forget Natural References and Focus on Human Benefits, *River Research and Applications*, 24, pp. 1-14.

Carpio Fernández, J. *et al.* (2017) *Buenas Prácticas en actuaciones de conservación, mantenimiento y mejora de cauces*. Madrid: MITECO.

Fernández, B. y Ruipérez, M. (2007) *Guía para el diseño y ejecución de programas de voluntariado ambiental en ríos y riberas*. WWF/Adena.

García de Jalón, D. *et al.* (2013) *Review on pressure effects on hydromorphological variables and ecologically relevant processes*. Report to the European Union. Deliverable 1.2. REFORM.

González del Tánago, M. y García de Jalón, D. (2008) *RESTAURACIÓN DE RÍOS. Guía Metodológica para la Elaboración de Proyectos*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

González del Tánago, M., García de Jalón, D. y Román, M. (2012) River restoration in Spain: theoretical and practical approach in the context of the European Water Framework Directive, *Environmental Management*, 50(1), pp. 123-139.

Gurnell, A., Lee, M. y Souch, C. (2007) Urban rivers: hydrology, geomorphology, ecology and opportunities for change, *Geography compass*, 1(5), pp. 1118-1137.

Jungwirth, M., Muhar, S. y Schmutz, S. (2002) Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes, *Freshwater biology*, 47(4), pp. 867-887.

Magdaleno, F. (2011) *Manual de técnicas de restauración fluvial*. Madrid: CEDEX.

Moyle, P.B. (2013) Novel aquatic ecosystems: The new reality for streams in California and other Mediterranean climate regions, *River Research and Applications*, 30, pp. 1335-1344.

Ollero Ojeda, A. (2015) *GUÍA METODOLÓGICA SOBRE BUENAS PRÁCTICAS EN RESTAURACIÓN FLUVIAL. Manual para gestores*. Versión 1.0. CIREF.

Palmer, M.A. *et al.* (2007) River restoration in the twenty-first century: data and experiential knowledge to inform future efforts, *Restoration Ecology*, 15(3), pp. 472-481.

Petts, G.E. (1984) *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management*. Chichester: John Wiley & Sons.

Poff, N.L. *et al.* (1997) The natural flow regime, a paradigm for river conservation and restoration, *BioScience*, 47(11), pp. 769-784.

Poff, N.L. *et al.* (2016) Sustainable water management under future uncertainty with eco-engineering decision scaling, *Nature Climate Change*, vol. 6, pp. 25-34.

Pont, D. *et al.* (2009) Conceptual framework and interdisciplinary approach for the sustainable management of gravel-bed rivers: The case of the Drome River basin (S.E. France), *Aquatic Sciences*, 71(3), pp. 356-370.

Snyder, C.D. *et al.* (2003) Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity, *Landscape Ecology*, 18, pp. 647-664.

Speed, R. *et al.* (2016) *River Restoration: A Strategic Approach to Planning and Management*. Paris: UNESCO.

Vaughan, I. *et al.* (2009) Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, pp. 113-125.

Ward, J.V. y Stanford, J.A. (1979) *The ecology of regulated streams*. New York: Plenum Press.

Wohl, E., Lane, S.N. y Wilcox, A.C. (2015) The science and practice of river restoration, *Water Resources Research*, 51(8), pp. 5974-5997.



4. Bloque temático

Humedales (ecosistemas leníticos)

> **Autor:** Bruno Durán – Archivo fotográfico de Fundación Global Nature.

Antonio Camacho González¹, Amanda del Río Murillo², Vanessa Sánchez Ortega², Antonio Guillem Avivar², David Miguélez Carbajo²

¹Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universitat de València.

²Fundación Global Nature.

1. Introducción

En este apartado introductorio se van a tratar brevemente aspectos relacionados con la **caracterización** de los humedales, especialmente en lo que se refiere a las características básicas que diferencian sus distintos tipos y a qué debe tener en cuenta cualquier clasificación de estos, constituyendo dichas características básicas el marco para su restauración ecológica. Aunque no se trate aquí específicamente, debe tenerse en cuenta que todo lo aquí referido se enmarca en un contexto de cambio climático acelerado, por lo que la restauración ecológica, y en particular la de los humedales como ecosistemas dependientes del agua, deberá siempre incorporar una perspectiva climática tanto en el diagnóstico y selección del ecosistema de referencia, como en el diseño de las medidas activas de restauración.

1.1. Definición de humedal

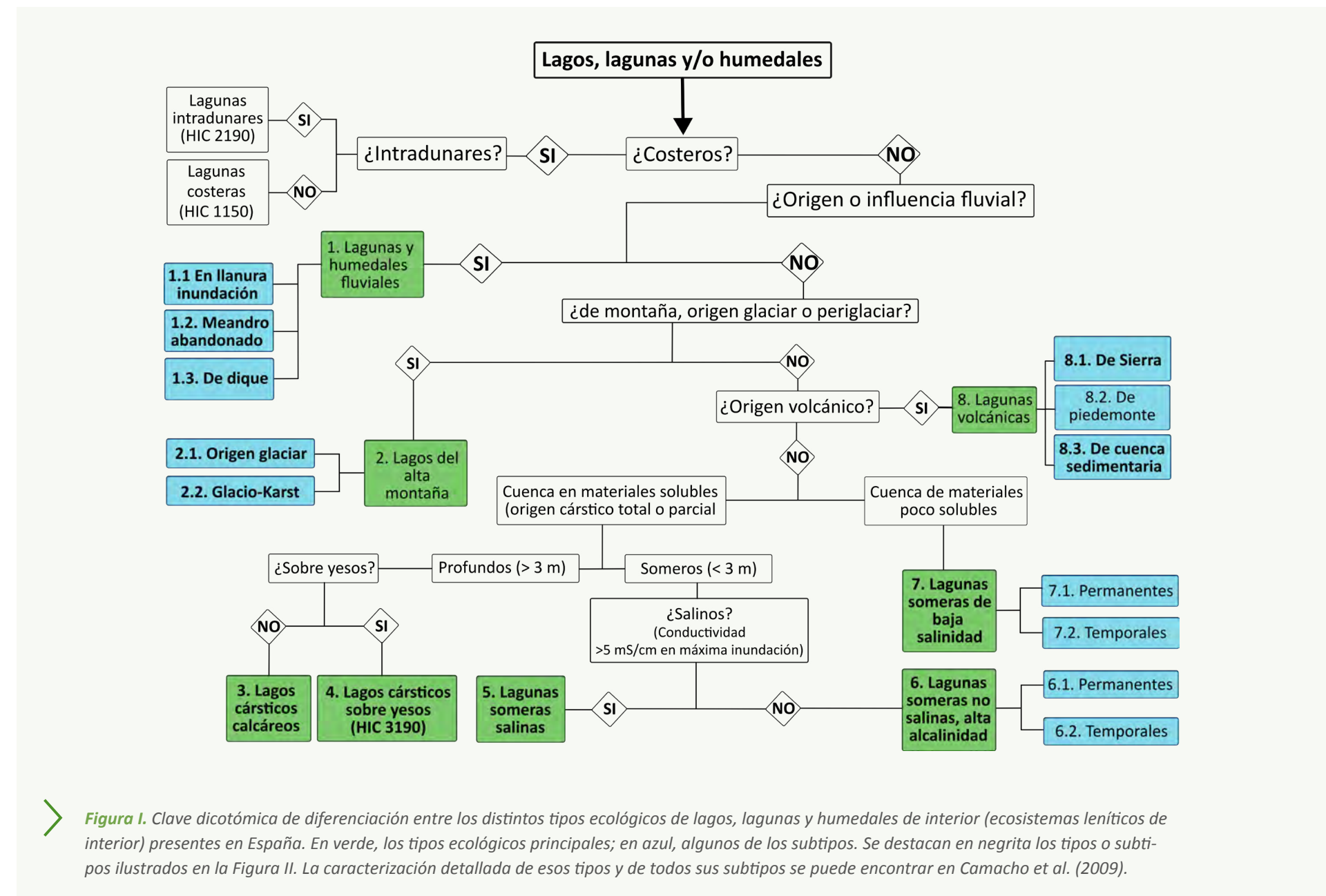
Los humedales son un tipo de ecosistemas acuáticos epicontinentales que presentan, de forma temporal o permanente, una cierta cobertura de aguas retenidas, o como mínimo suelos hidromorfos saturados, los cuales permiten, al menos en alguna de sus partes, el desarrollo de vegetación de hidrófitos y/o palustre. Los lagos, lagunas y humedales son ecosistemas que aparecen en localizaciones puntuales y son, por tanto, ecosistemas azonales.

El término *humedal* corresponde a una gran diversidad de ambientes en los que el nexo es el agua, que define el medio y la biodiversidad asociada. En la sexta edición del Manual de la Convención de Ramsar (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013) se incluye como definición «extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros». En principio, serían estos ambientes definidos por la Convención de Ramsar a los que atañe este documento, ya que, a nivel nacional, en el Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH), el término *humedal* está definido, en base al Real Decreto 435/2004 (BOE 2004), que regula este inventario, como «las unidades ecológicas funcionales que actúen como sistemas acuáticos o anfibios (al menos temporalmente)», incluyendo las marismas y las áreas costeras situadas en la zona intermareal que, sin embargo, serán objeto de estudio en

otro capítulo de la guía. Por tanto, en este capítulo de la guía se consideran como humedales los ecosistemas leníticos naturales que, como los lagos, presentan aguas retenidas y, aunque se incluyen también en este bloque los humedales costeros no sometidos a dinámica mareal, se excluyen aquí tanto las marismas costeras en zonas oceánicas que presentan flujos mareales (los cuales se incluyen en el apartado de ecosistemas marinos) como las turberas, que también se tratan en otros apartados.

1.2. Clasificación de los humedales

Existen clasificaciones paraguas que amparan de manera genérica todos los ecosistemas del mismo tipo, pero sin jerarquía, como son la de humedales de la Convención de Ramsar (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013; MITECO, 2022). Sin embargo, para que sea rigurosa desde el punto de vista científico, es decir, caracterizando los ecosistemas en función de sus propiedades estructurales y funcionales y de sus principales componentes,



pero también útil desde un punto de vista aplicado a la restauración, una clasificación de ecosistemas debe reconocer las características básicas que asimilan y diferencian a cada tipo de otros (Cabello *et al.*, 2012; Simón *et al.*, 2012), y así identificar en cuáles de ellas existe degradación y el tipo de esta, con el consiguiente diseño de medidas de restauración. Por ejemplo, todos los humedales se asemejan en que el agua es su componente básico, sea su presencia de forma temporal o permanente, siendo la primera diferencia el tipo de hidropериodo, ya que distintos tipos de humedales pueden diferenciarse en el tiempo de residencia del agua. Las características comunes y las diferenciales entre los diferentes tipos permiten realizar una clasificación que agrupa o separa los distintos humedales en función de determinadas características ecológicas determinantes para la estructura (física, biológica, etc.) y el funcionamiento (procesos, interacciones, etc.) del ecosistema. Esto se puede estipular de forma cualitativa mediante variables categóricas, como, por ejemplo, la distinción entre humedales temporales vs. permanentes, o de forma cuantitativa. Ejemplo de agrupamiento por estas últimas sería el realizado por los rangos de salinidad del agua, que pueden caracterizar los diferentes tipos de humedales a lo largo de un gradiente de salinidad (oligo-salinos, subsalinos, hiposalinos, mesosalinos, hipersalinos); aunque también podrían agruparse, atendiendo a su salinidad como parámetro diferenciador, por el tipo de sales dominantes. La identificación de las características (variables) ecológicas fundamentales que identifican cada tipo de humedal y la asignación de las propiedades (cualidad o rango numérico de la variable) y su aplicación de forma jerárquica son, consecuentemente, la base de una clasificación científica de los tipos de humedales.

Por lo que se refiere a la gran diversidad de humedales presentes en España (Casado y Montes, 1995), existen diferentes ejemplos de este tipo de clasificación jerárquica inspirada en las características ecológicas que científicamente son definitorias de la estructura y función. Uno de ellos es la clasificación de las masas de agua de tipo lagos (que en España incluyen lagos y humedales) en aplicación de la Directiva Marco del Agua (en adelante, DMA) (BOE 2015). Otro ejemplo es la clasificación desarrollada específicamente para la caracterización y el seguimiento de los hábitats/ecosistemas de aguas retenidas (leníticos, *standing waters*, *sensu* anexo I de la Directiva Hábitats) que se estableció en el trabajo de *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España* (VV.AA., 2009; https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx). Esta última (Camacho *et al.*, 2019a) es la que se propone seguir en las Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat (https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/Seguimiento_habitats_metodologia.aspx) para el seguimiento de los tipos de hábitat leníticos en España (lagos, lagunas y humedales de interior; Camacho *et al.*, 2019a, 2019b, 2019c, 2019d, 2019e). Según esta clasificación (**figura I**), bajo la denominación científica «ecosistemas leníticos de in-

terior» se pueden identificar 8 grandes tipos y hasta 21 subtipos que derivan de ellos, cuya jerarquización se hace en función de características ecológicas básicas del ecosistema, generalmente de tipo abiótico, y ligadas a los procesos de formación del humedal, como puede ser la geología de la cuenca que deriva en las propiedades de las aguas. Después, y de forma secuencial, se

disgrega en función del resto de las características ecológicas, tanto abióticas como bióticas (Camacho *et al.*, 2009).

En la **figura II** se muestran algunos ejemplos representativos de varios tipos y subtipos de humedales (*sensu lato*) ibéricos:



➤ **Figura II.** Fotografías que muestran diferentes tipos y subtipos incluidos en la Figura I de lagos, lagunas y humedales españoles: A: Humedal de Salburúa (Álava; Tipo 1.1.); B: Galacho de Juslibol (Zaragoza; Tipo 1.2.); C: Laguna del Marquesado (Cuenca; Tipo 1.3.); D: Laguna Grande de Gredos (Ávila; Tipo 2.1.); E: Lago de la Calabazosa (Asturias; Tipo 2.2.); F: Laguna de La Cruz (Cuenca; Tipo 3.); G: Lago de Arreo (Álava; Tipo 4.); H: Laguna de Fuentedepiedra (Málaga; Tipo 5.); I: Ullal de Baldoví (Valencia; Tipo 6.); J: Laguna Grande de la Albuera (Badajoz; Tipo 7.); K: Laguna de La Posadilla (Ciudad Real; Tipo 8.1.); L: Laguna del Prado o La Inesperada (Ciudad Real; Tipo 8.3.). **Fuente:** extraída de Camacho *et al.* (2009).

Además, y dentro de esta misma clasificación de humedales, encontramos ecosistemas costeros como marjales y lagunas costeras (véase Camacho *et al.*, 2019a; Gracia *et al.*, 2019).

1.3. Principales características ecológicas de los humedales

En los humedales, son determinadas características estructurales y funcionales las que determinan el tipo concreto de ecosistema. En la medida en que estas se ajustan a las cualidades o a los rangos característicos de las variables propias, muestran la salud del ecosistema. Son, por tanto, esas características, tanto estructurales como funcionales, y su dinamismo y patrones naturales de perturbación, las propias del tipo de humedal y las que caracterizarán el ecosistema de referencia para la restauración. Estas incluyen tanto factores abióticos como bióticos, sean de carácter estructural o dinámico, con los procesos asociados a dicha dinámica (Camacho *et al.*, 2009), siendo los principales los siguientes:

- **Factores hidrogeomorfológicos y climáticos.** Además de la consideración de la superficie ocupada por el tipo de humedal y sus distintos componentes (cubeta, zona inundada, zona inundable, zona de suelos saturados susceptible de ser ocupada por vegetación palustre, etc.), la hidrología, morfología y geología del humedal y su cuenca, tanto superficial como, en su caso, subterránea, resultan determinantes de sus características ecológicas, y la recuperación de su naturalidad es una clara diana para su restauración ecológica. Respecto a la hidrología, tanto las cantidades de agua como las formas de alimentación (epigea, hipogea o mixta) y de vaciado son componentes fundamentales de dicha naturalidad. También son especialmente importantes en humedales mediterráneos, que presentan un marcado patrón estacional, los patrones temporales del hidoperiodo y el tiempo de renovación. Por otro lado, la geología (litología) y morfología (estructura, sistemas morfogenético y morfodinámico, y modelado) de la cubeta del humedal y su cuenca determinan no sólo las características físico-químicas del agua, sino que también influyen en los patrones hidrológicos y, en particular, en la posible conexión con las aguas subterráneas. Estos patrones hidrológicos vienen también determinados por el clima (régimen de temperaturas, precipitación, evapotranspiración, régimen de viento). En lo que se refiere a la morfología de la propia cubeta del humedal, características como la profundidad máxima y relativa son determinantes, por ejemplo, para la posible estratificación de la columna de agua. La pendiente de la zona litoral, por su parte, es condicionante del establecimiento de vegetación sumergida y de helófitos. Y la forma de la cubeta influye, por ejemplo, en el *fetch* (la longitud máxima en la que el viento puede soplar en una dirección en aguas abiertas). Todos estos elementos son, entre otros, algunos de los factores característicos de cada tipo de humedal.
- **Factores físico-químicos.** Los principales son aquellos que tienen relación con las características del agua y/o de los sedimentos, en concreto con la minera-

lización y los tipos de sales disueltas en el agua; con la estratificación vertical (en lagos suficientemente profundos); con el oxígeno disuelto (y sulfhídrico en algunos casos en zonas profundas); y con otras variables relacionadas con el potencial de oxidorreducción, con la concentración natural de nutrientes inorgánicos (principalmente compuestos de N y P), que se ve alterada en los procesos de eutrofización, con la cantidad y tipo de materia orgánica disuelta y particulada, con la transparencia del agua, con la colmatación de la cubeta y con el pH y la capacidad neutralizadora de ácidos o alcalinidad, como factores principales para el agua. Las características físico-químicas del sedimento, tales como su granulometría y su contenido en materia orgánica, entre otras, también son relevantes.

- **Comunidades biológicas.** Aunque desde el punto de vista funcional son los microorganismos procariotas (bacterias y arqueas) y eucariotas (microalgas, hongos microscópicos, microzooplancton) los responsables de buena parte del trasiego de materia y energía en el humedal y, en particular, de los ciclos biogeoquímicos, es la biodiversidad macroscópica la más reconocible en los humedales. Tanto por su papel como productores primarios constituyendo, junto con las microalgas (fitoplancton y fitobentos), la base trófica del humedal, como por su papel fundamental en la estructuración física del ecosistema, las plantas acuáticas, tanto sumergidas (hidrófitos) como flotantes, o emergentes (helófitos), son los componentes fundamentales de la macrobiodiversidad de los humedales, siendo también muy relevantes en el procesado de materia y energía los macroinvertebrados. Otros elementos biológicos característicos de los humedales son organismos típicamente acuáticos, como los peces, anfibios, algunos reptiles y mamíferos y, los más llamativos, las aves. Es por todo ello por lo que los humedales se encuentran entre los ecosistemas que albergan una mayor diversidad de especies.

Los antedichos factores no sólo contribuyen a la **estructura** (física, de la comunidad, etc.), sino que su **dinamismo y los procesos** en los que se ven implicados también constituyen características básicas de los humedales. Por ejemplo, algunos procesos morfodinámicos que, actuando de una forma lenta, contribuyeron a la génesis del humedal, pueden acelerarse de forma súbita actuando a modo de perturbaciones naturales. La meteorología, cuando existen patrones tan irregulares como los mediterráneos, puede cambiar totalmente el desarrollo de un año hidrológico en comparación con otro, y con ello mediatizar a la comunidad biológica, por ejemplo, cambiando la productividad. La conectividad hídrica también puede influir en los procesos de colonización; esto, en una restauración, afecta positivamente a la recuperación o mantenimiento de la comunidad biológica característica, pero, por ejemplo, también la puede hacer más susceptible a la invasión por especies exóticas. Son sólo ejemplos de cómo la dinámica de las diferentes características de un humedal puede cambiar las condiciones imperantes en este y afectar de distinta manera a los diversos componentes y sus interacciones. Por ello, en cualquier proyecto de restauración ecológica deben definirse claramente cuáles son los atributos dinámicos

del ecosistema, y la recuperación de los procesos ecosistémicos naturales y sus patrones ha de ser un objetivo básico de la restauración, más aún cuando los componentes, sean estructurales o funcionales, están ligados a servicios ecosistémicos característicos de los humedales (véase EME, 2012; Borja, Camacho y Florín, 2012).

En el caso de los humedales mediterráneos, sometidos durante siglos a intensa explotación y manipulaciones antrópicas, el **factor humano** será también determinante para entender la dinámica del humedal y cómo esta puede recuperarse con la restauración. En ese sentido, el reconocer los tipos y patrones de las perturbaciones naturales que afectan a cada tipo de humedal, así como su frecuencia (tiempo de retorno), magnitud (extensión), severidad (afección producida) y predictibilidad, resulta esencial en su caracterización, como lo es también el conocimiento del tipo de afección que las perturbaciones y alteraciones antrópicas causan sobre las características naturales del humedal.

Los factores hidrogeomorfológicos y climáticos principales son:

- **Superficie ocupada y sus componentes** (no excluyentes: cubeta, zona inundada, zona inundable, zona cubierta por vegetación y zona de suelos saturados).
- **Hidrología:** cantidades de agua, formas de alimentación y vaciado, hidoperiodo y tiempo de renovación.
- **Morfología:** estructura física, sistemas morfogenético y morfodinámico, modelado, profundidad máxima y relativa, estratificación de la columna de agua, y pendiente de la zona litoral; y también características de las orillas.
- **Geología** (litología) de la cubeta y su cuenca: no sólo determina las características físico-químicas del agua, sino que también influye en los patrones hidrológicos (por ejemplo presencia de acuíferos).
- **Clima:** regímenes de temperaturas, precipitaciones, evapotranspiración y vientos.

Los factores físico-químicos principales son:

- Características del agua (mineralización y sales disueltas) y de los sedimentos (granulometría, contenido orgánico).
- Estratificación vertical (en lagos suficientemente profundos).
- Oxígeno disuelto (y sulfhídrico en algunos casos de zonas profundas).
- Potencial de oxido-reducción (RED-OX).
- Concentración natural de nutrientes inorgánicos, principalmente nitrógeno y fósforo (alterados en casos de eutrofización).
- Cantidad y tipo de materia orgánica disuelta y particulada.
- Transparencia del agua.
- Colmatación de la cubeta.
- pH y capacidad de tampón frente a ácidos y bases.

Las comunidades biológicas son:

- **Biodiversidad microscópica:** microorganismos procariotas (bacterias y arqueas) y eucariotas (microalgas, hongos microscópicos y microzooplancton). Son responsables, desde el punto de vista funcional, de buena parte de los intercambios de materia y energía, y en particular de los ciclos biogeoquímicos.
- **Biodiversidad macroscópica:** más aparente y reconocible en este tipo de ecosistemas. Dentro de los productores, encontramos las plantas sumergidas (hidrófitos) y las flotantes, o emergentes (helófitos). Los macroinvertebrados resultan muy relevantes en el procesado de materia y energía. También destaca todo un elenco de vertebrados propios de estos medios: peces, anfibios, reptiles, mamíferos y aves.

Estos tres grupos de factores confluyen en lo siguiente:

Todos estos elementos constituyen la estructura del humedal que, además, mediante su dinamismo y procesos en los que se ven implicados (función), constituyen características básicas de estos ecosistemas.

2. Presiones e impactos sobre los humedales: las causas de degradación

Las presiones que se ejercen sobre los ecosistemas pueden producir impactos de diversa magnitud, incluso llevar a su destrucción total. Un ecosistema está degradado cuando la alteración perturba o destruye el hábitat de muchas de las especies que forman la comunidad, mientras que hablamos de ecosistema destruido cuando los cambios son tan profundos que la mayoría de las especies, incluyendo las claves, pierden su hábitat, y con ellos el ecosistema pierde también su funcionalidad biológica. Las causas de la degradación pueden ser antrópicas, naturales o conjuntas (sinergias, sean estas aditivas o multiplicativas). El mayor impacto que puede sufrir un humedal es su transformación, tradicionalmente para usos agrícolas, pero últimamente también para otros, tales como su ocupación urbanística, que han supuesto, en su conjunto, la desaparición en los últimos siglos, y de forma aún **más intensa en las últimas décadas**, de buena parte de los humedales de la superficie de la Tierra (Davidson, 2014).

En ecología, el concepto de perturbación hace referencia a un evento relativamente discreto en el tiempo que provoca una alteración sustancial del ecosistema o de alguna de sus partes. Muchas perturbaciones tienen origen antrópico y, en muchos casos, estas difieren considerablemente de las perturbaciones naturales, incluso aunque sólo sea en sus patrones temporales, lo que hace que los ecosistemas, y particularmente los humedales, tengan mucha menos resistencia y resiliencia (capacidad para recuperarse) a las perturbaciones humanas que a las naturales.

Sean procesos graduales o discretos, tanto los cambios con tendencia debidos a los humanos como las perturbaciones antrópicas pueden provocar profundas alteraciones en el ecosistema o alguno(s) de sus componentes, de manera que su capacidad para recuperarse se vea superada, con lo que los obstáculos para que los procesos naturales puedan actuar recuperando el ecosistema degradado sólo pueden ser eliminados con el apoyo de un proceso de restauración ecológica. Sin ser exhaustivos, algunas de las principales presiones, con sus correspondientes impactos, que actúan sobre las características ecológicas básicas de los humedales antes reseñadas son las siguientes (Camacho *et al.*, 2009, 2019d):

- **Contaminación:** agua, suelo y aire. Puede ser de origen agrícola, ganadero, urbano o industrial, y difiere mucho en función de ello los tipos de contaminantes (materia orgánica, nutrientes minerales, sustancias tóxicas —metales, xenobióticos—, etc.) y sus niveles, incluyendo los aportes de basuras sólidas no inertes (plásticos, residuos orgánicos, etc.). En particular, son especialmente importantes las presiones e impactos que alteren la calidad de las aguas: vertidos puntuales de aguas residuales urbanas o industriales; vertidos de contaminantes específicos (sustancias prioritarias, que según la DMA son «aquéllas que presentan un riesgo significativo para el medio acuático o la salud humana, por ser tóxicas, persistentes o bioacumulables»); fuentes difusas de contaminación en la cuenca (agrícolas o ganaderas); entrada de caudales de distintas características mineralógicas a las naturales; vertidos térmicos; alteración de la calidad química natural del agua subterránea que alimenta el humedal; etc.
- **Alteraciones geomorfológicas:** tales como la variación de la morfometría (profundidad, pendiente); construcción de estructuras rígidas u otra modificación de la cubeta o sus orillas; barreras (carreteras, presas, recrecimientos, fragmentación); encauzamiento; alteración de la línea de costa; reducción de los flujos naturales de sedimentos; rellenado de la cubeta con suelos u otros materiales sólidos (por ejemplo, escombros); extracción de materiales de la cubeta y sus riberas (extracción de grava, de turba, etc.); existencia de tendidos eléctricos (por su afección a las aves); etc.
- **Cambios en la estructura y funcionalidad de la comunidad biológica:** asociada a especies exóticas; explotación de la comunidad biológica, en especial cualquier degradación de las poblaciones de especies clave para los principales procesos ecosistémicos; falta de conectividad con los ecosistemas naturales adyacentes; usos en acuicultura; etc.
- **Alteraciones hidrológicas** que modifican los patrones naturales de inundación y de los flujos de agua: extracciones directas de agua superficial o del acuífero relacionado (en su caso); mermas en los aportes naturales superficiales (incluyendo la regulación hidrológica de los mismos) o subterráneos; incrementos artificiales de los mismos (por ejemplo, sobrantes de riego o aportes de aguas depuradas); existencia de infraestructuras destinadas al drenaje; etc.

- **Cambios de usos del suelo del humedal o de su cuenca**, con destrucción o reducción de partes: urbanización; uso agrícola; deforestación en la cuenca, que aumenta la erosión en la cuenca y la colmatación en la cubeta, y modifica la recarga de acuíferos que eventualmente puedan alimentar al humedal; actividades recreativas; sobrepastoreo; quema periódica de la vegetación; etc.
- Transversalmente, y afectando de forma global a la salud ecológica del humedal, el **cambio climático**, que debe tenerse siempre en consideración para cualquier aspecto relacionado con la conservación o restauración de los humedales.

3. Fases de la restauración de humedales

La restauración ecológica supone un compromiso indefinido con el ecosistema a restaurar. Por ello, una premisa básica para el establecimiento de un proyecto de restauración es la eliminación de las causas de la degradación antes que sus efectos. Por ejemplo, sería prioritaria la depuración de las aguas residuales en la cuenca de un humedal, pues, sin ello, las medidas directamente aplicadas sobre el ecosistema para actuar sobre los efectos de esa contaminación se verían superadas por la persistencia de esa contaminación.

Esencialmente, tanto la definición aplicable al concepto de restauración ecológica («el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido») como a las fases de un proyecto de restauración de humedales son similares, con las lógicas matizaciones, a las de cualquier otro ecosistema, basándose en las indicaciones de la Society for Ecological Restoration (SER, 2004; Gann *et al.*, 2019). Para ello, a continuación se enumeran los principales pasos aplicables a los humedales, que serían, como mínimo, los siguientes:

- Un **diagnóstico ecológico**, con una descripción ecológica del estado actual del humedal a restaurar y, si es posible, también de su situación anterior, que justifique la necesidad de la restauración. Este diagnóstico debe especificar la problemática del humedal a restaurar, incluyendo la situación en su cuenca superficial y subterránea y cómo la problemática afecta a todas las diferentes escalas, tanto espaciales (y su delimitación geográfica) como temporales, y las interrelaciones entre estas. Debe identificar los procesos y componentes estructurales clave, y cómo estos están afectados y las causas de dicha afección, así como el régimen y tipo de perturbaciones a las que se ve sometido el humedal de forma natural y que conviene considerar e integrar a la hora de restaurarlo. Debe incluir, además, una descripción del ámbito geográfico, básicamente de la cuenca del humedal (clima, vegetación, geología-geomorfología-litología, usos del suelo, flujos, etc.) y cómo el humedal se integra en este contexto, su conectividad natural y, si es el caso, las mermas en esta, así como asegurar que se puede eliminar la fuente de la degradación. También debe contemplar cómo la degradación afecta a los servicios ecosistémicos.

- **Análisis del contexto social y económico y evaluación de la viabilidad.** Incluye tanto la consulta y participación de los diferentes actores sociales en la toma de decisiones como el análisis económico de las disponibilidades de recursos y fuentes de financiación, tanto para desarrollo del propio proyecto de restauración como para su mantenimiento posterior, este último integrando todo el entorno socioeconómico al que el humedal restaurado se va a enfrentar. Igualmente, debe contemplar el ámbito normativo que va a afectar a la restauración del humedal y cuestiones tales como la propiedad de los terrenos del entorno del humedal y su cuenca, así como las necesidades de licencias y permisos para la ejecución del proyecto. Con estos y otros aspectos adicionales se evalúa la eventual viabilidad de la restauración del humedal.
- Analizada la degradación e identificado el espacio de intervención, en relación con su entorno tanto ambiental como social y económico, pueden establecerse los **objetivos del plan de restauración**, que incluyen también el diagnóstico de cómo los servicios ecosistémicos se pueden recuperar y mantener. Los objetivos concretos que se persiguen y las características que definen un ecosistema restaurado (más allá del objetivo genérico de recuperar la funcionalidad del humedal a través de la eliminación de las trabas que impiden que los procesos ecosistémicos tengan lugar de forma natural) se deben describir con claridad, precisión y de manera realista, y ser evaluables mediante indicadores.
- La descripción del **ecosistema de referencia**, que constituye el espejo en el que se mira la restauración, es decir, el ecosistema sano, con las características básicas de este y las variables definitorias de dicha referencia. Dentro de los distintos tipos de humedales, la referencia debe ser un humedal similar, tanto en lo que se refiere a los grandes tipos de humedales como a los subtipos. Por ejemplo, la restauración de un lago somero salado no puede tomar como referencia un lago profundo de alta montaña pues, más allá de ser dos tipos de ecosistemas leníticos, sus características funcionales y estructurales y su dinamismo difieren totalmente. Así, la referencia debe ser un lago salado (o varios). El establecimiento de esa referencia no puede olvidar el actual contexto de cambio climático, por lo que deberá considerarse una referencia adaptativa. En ausencia de humedales prístinos, o de partes del humedal a restaurar que permanezcan inalteradas, que tomar como referencia, esta se puede generar tomando una buena cantidad de fuentes directas o indirectas sobre la biota y condiciones abióticas pasadas y presentes (MAGRAMA y Terra Naturalis, 2017; y Gann *et al.*, 2019).
- Un estudio de **alternativas** para la restauración del humedal (situaciones y técnicas avaladas científicamente), en el que se contemplen la eliminación de las causas de la degradación (medidas pasivas), las posibilidades y alternativas de medidas técnicas activas, las necesidades socioeconómicas y el contexto social, histórico y cultural a distintas escalas. También una planificación de cómo la restauración propuesta se integra en el paisaje y los flujos entre los ecosistemas que lo componen.
- **Selección de la metodología** (técnicas a utilizar), dónde aplicarlas y plan de trabajo explícito (con fases), incluyendo cronograma y presupuesto, así como

una estrategia de correcciones al plan propuesto. Las medidas seleccionadas deben optimizar, con la mínima intervención, la recuperación de los procesos ecológicos clave que rigen el funcionamiento del humedal para acelerar la acción de estos procesos en su autorregeneración, sin necesidad de intervenciones futuras de restauración.

- **Aplicación de las medidas activas de restauración** conforme al plan establecido.
- **Evaluación del éxito de la restauración del humedal:** criterios de calidad y protocolos de control, que deben implementarse desde el inicio de la restauración y de forma indefinida, de manera que pueda responderse de una forma adaptativa a desviaciones respecto a la trayectoria ecológica esperada en el humedal restaurado, mediante un proceso iterativo. El éxito de la restauración se puede evaluar mediante el cumplimiento, cuando temporalmente corresponda, de una serie de características e indicadores (Camacho, 2011), como puede ser la composición de la comunidad biológica, que debe estar formada por especies autóctonas propias del tipo de humedal, con una estructuración natural, y debe incluir poblaciones sanas de las especies clave para el funcionamiento del humedal que representan a los diferentes gremios y grupos funcionales, sobre todo la vegetación sumergida y palustre por su papel estructurador y funcional en los humedales. El humedal debe presentar la resiliencia, autosostenibilidad y patrones dinámicos, incluyendo los de perturbaciones naturales y respuesta a estas como propios del ecosistema de referencia. El medio físico debe permitir albergar la comunidad biológica característica a largo plazo, así como mantener los flujos de componentes abióticos y de seres vivos en el paisaje y la cuenca hidrográfica en que se enclava. Debe asegurarse también que se han eliminado definitivamente las principales amenazas y, en el actual contexto, se debe haber dotado al humedal de una resiliencia reforzada respecto a los efectos del cambio climático. El uso de técnicas de alta resolución espacial y, sobre todo, temporal, como las basadas en sensores remotos, puede facilitar el monitoreo (véase, por ejemplo, Bustamante, Díaz-Delgado y Aragonés, 2005; Doña *et al.*, 2016; Doña, 2017; Abdul-Malak *et al.*, 2019). Hay que tener en cuenta que los resultados pueden depender del contexto (Meli *et al.*, 2014) y se debe analizar a fondo si se ha recuperado totalmente la diversidad estructural y funcional (Moreno-Mateos *et al.*, 2012). En MAGRAMA y Terra Naturalis (2017) se hace una exhaustiva recopilación e identificación de acciones de restauración ecológica en humedales españoles realizadas hasta hace un lustro, mientras que en Moreno-Mateos *et al.* (2015) se puede encontrar un excelente análisis sobre las lecciones aprendidas en proyectos de restauración de humedales a nivel mundial.
- **Diseño e implementación de estrategias de gestión para el mantenimiento y protección a largo plazo.** Supone la integración del proceso de restauración del humedal en la gestión de este y su cuenca, incluida la planificación, tanto territorial como, particularmente para el caso de los humedales, hidrológica, con la incorporación de sus necesidades hídricas a los planes hidrológicos de la cuenca (Camacho, 2008). Estas estrategias deben ser adaptativas e incluir planes de contingencia, así como también el diseño e implementación de planes de monitoreo.

4. Principales tipos de técnicas para la restauración de humedales

Un principio básico de la restauración ecológica es que no se deben acometer proyectos de restauración que no conlleven, *a priori*, la **eliminación** o, al menos, la minimización hasta niveles que estén por debajo del umbral de alteración **de las causas de la degradación** del ecosistema a restaurar. En ocasiones, la potencia de los procesos naturales hace que la recuperación de las características propias y la salud ecológica de un humedal ocurra con facilidad. Cuando esto se da, esas **medidas pasivas** pueden ser suficientes y no es necesario plantear medidas adicionales de restauración. Sin embargo, en muchas ocasiones la alteración del humedal es tan profunda que buena parte de sus características se han perdido casi totalmente. En estos casos la recuperación por medio de los procesos naturales resulta casi imposible, por lo que las **medidas activas** de restauración ecológica ayudan a que dichos procesos se reinicien facilitando el retorno del ecosistema a su trayectoria natural. En estas circunstancias, la restauración puede precisar, generalmente, actuaciones sobre el medio físico y, en ocasiones, también la reintroducción deliberada de especies nativas que han desaparecido en el proceso de degradación, así como el control o la eliminación de especies exóticas dañinas, u otras modificaciones en el ambiente abiótico. El éxito de la restauración se evaluará, como se ha indicado anteriormente, mediante la recuperación de las características propias que corresponden a ese tipo de humedal y de indicadores específicos sobre los aspectos estructurales y funcionales del mismo.

Para todos los ecosistemas acuáticos epicontinentales, y en particular para los de aguas retenidas (lagos, lagunas y humedales), la restauración ecológica debe realizarse con una perspectiva de cuenca hidrográfica, enmarcada en la gestión integrada de cuencas y de recursos hídricos. Eso supone que algunas medidas para la restauración de humedales deben tomarse fuera del propio ecosistema, en su cuenca, y eso debe ser contemplado en el plan de restauración. No obstante, y más allá de ello, la restauración del humedal requiere actuaciones *in situ* que, normalmente, abordan una restauración del medio físico, siendo a veces necesaria la actuación sobre el ambiente químico y sobre las comunidades biológicas. Se señalan a continuación las principales técnicas para la restauración de ecosistemas leníticos que se seleccionarían en función del tipo de degradación a revertir:

- **Actuaciones sobre el medio físico (geomorfológicas).** Cuando el medio físico de un humedal se ha alterado considerablemente, los procesos naturales difícilmente pueden recuperarse en un tiempo razonable de esa alteración, ya que la energía necesaria para los procesos genéticos que dan forma al humedal viene dada por procesos geológicos masivos y de corta duración, o bien por procesos erosivos y morfosedimentarios que se desarrollan a través de siglos o milenios, si no más. Es por ello por lo que las medidas para recuperar las características geomorfológicas del humedal requieren generalmente el uso de potentes medios mecánicos para conseguir el reperfilado o la remoción de estructuras antropogénicas, entre otras. Todo ello tiene como objetivo

conseguir un ambiente físico y geomorfológicamente estable similar al del ecosistema de referencia, que permita avanzar en la consecución de la restauración del resto de los componentes, en especial los biológicos, y que a veces ya no requiere de más medidas porque la componente biológica se recupera por colonización una vez que el ambiente físico se ha recuperado.

- La **restauración hidrológica** pasa por la recuperación de los flujos de agua superficiales y subterráneas, por lo que exige la reducción o eliminación de las captaciones que mermen los aportes superficiales y subterráneos al humedal, o su sustitución por caudales similares de las mismas características hidroquímicas. Para el caso de acuíferos que eventualmente alimenten al humedal, se puede recurrir a su recarga artificial para que estos recuperen los niveles necesarios para descargar, y a partir de ahí limitar la explotación de dichos acuíferos para que esos logros no se reviertan. La restauración hidrológica también debe llevar asociada la recuperación de los patrones de erosión/sedimentación.
- Medidas y técnicas para la recuperación de la **eutrofización**. La eutrofización ha sido, en el último siglo, el principal impacto experimentado por los ecosistemas leníticos de casi todo el mundo. Más allá de la reducción de las cargas de nutrientes inorgánicos (nitrógeno y fósforo) y materia orgánica en la cuenca vertiente, mediante la depuración y tratamientos terciarios y el control de los fertilizantes, existen una serie de medidas *in situ* para abordar la eutrofización. Un tipo son las que pretenden la inactivación del fósforo biodisponible mediante la adición de compuestos de hierro, aluminio o calcio, en función del pH natural de las aguas. Otro tipo de medidas está relacionado con la reducción y arrastre de los nutrientes hasta llegar a niveles no nocivos, pero este tipo de medidas (*flushing*) requiere la existencia de grandes flujos de agua que naturalmente pasen por el humedal. Por otro lado, se pueden retirar nutrientes mediante la cosecha de biomasa (macrófitos, peces) acumulada en el sistema. También se pueden realizar biomaniplaciones, de manera que se aproveche la estructura trófica del humedal para, por medio de efectos tróficos en cascada, lograr unas altas tasas de consumo sobre el fitoplancton, cuyo crecimiento masivo es la consecuencia más generalizada de un proceso de eutrofización. Finalmente, se pueden realizar acciones que permitan la transformación de los compuestos de N y P en formas menos bioactivas, como son, para sistemas profundos que se estratifiquen, la aireación del hipolimnion (que, si se realiza sin romper la termoclina, evita liberación de nutrientes); la circulación (desestratificación) para llevar algas al fondo, fuera de la zona fótica; la remoción del hipolimnion; la exposición de los sedimentos al aire para una oxidación más intensa de la materia orgánica acumulada en estos; o, incluso, la propia retirada de los sedimentos.
- **Restauración de masas de agua acidificadas**. La técnica más utilizada es el *liming*, y consiste en la adición de caliza en polvo en el lago o humedal, su orillas o riberas, o en la cuenca, lo cual también favorece la precipitación del fósforo y, por tanto, resulta coadyuvante en el tratamiento de la eutrofización. Otras medidas son la retirada de los sedimentos acidificados en humedales someros y la manipulación de la vegetación acidificante/basificante.

- **Eliminación de la contaminación por sustancias tóxicas** (metales pesados, xenobióticos, etc.). Puede realizarse mediante medidas *ex situ*, que consisten en la remoción de la matriz que acumula los contaminantes, casi siempre los sedimentos, y su tratamiento *ex situ* mediante técnicas de descontaminación (por ejemplo, técnicas electrolíticas y de intercambio); o bien mediante medidas *in situ*, que incluyen la biorremediación microbiana (bioestimulación o bioaumentación) y la fitodepuración (rizofiltración, fitovolatilización, etc.).
- **Recuperación de la biota**, que se hace necesaria cuando la recolonización de algunos componentes de la comunidad biológica no es viable en un plazo razonable por no existir poblaciones fuente viables o por la existencia de distintos tipos de barreras para la colonización natural. Por su papel estructurador y funcional, las introducciones o refuerzos poblacionales que suponen una revegetación son mucho más habituales, ya que, por la colonización de los productores primarios y el papel adicional que estos representan en la estructuración física del hábitat y su funcionamiento, su establecimiento es una premisa para la generación del hábitat de los consumidores, de manera que la reintroducción de especies de fauna está generalmente restringida a especies clave o emblemáticas cuya colonización

natural no sea viable o fácil, e incluye la previa restauración de sus hábitats (Sancho y Lacomba, 2010). Incluye también el control y eliminación de las especies invasoras, en especial de las exóticas, pero en ocasiones también las autóctonas, como puede ser el carrizo (*Phragmites australis*), que merma la superficie de aguas abiertas.

- **Otro tipo de medidas**, tales como la eliminación de basuras y escombros, la creación de humedales artificiales en la cuenca o de bandas tampón de vegetación en las orillas que reduzcan los aportes de contaminantes al humedal por escorrentía, la restauración biogeoquímica (tipos y cantidades de sales mediante la corrección hidroquímica de los aportes, etc.).

A modo de ejemplo, en la **tabla I** se muestran distintos tipos de afecciones que podrían impactar sobre las características ecológicas básicas de un humedal, señalándose qué podría causarlas y cómo podrían afectar a algunos de sus componentes básicos, así como algunas de esas características que sería necesario restaurar y medidas activas para hacerlo, con un ejemplo de sus posibles efectos y de un indicador que podría evaluarlo. La **figura III** muestra la aplicación práctica de algunas de esas medidas de restauración (o de gestión), actuando en humedales mediterráneos.

Característica del humedal	Presión o Impacto (causa)	Componente afectado (efecto)	Aspecto a restaurar	Tipo de medida	Efecto de la medida	Indicadores
Hidroperiodo	Sobreexplotación del acuífero	Comunidad biológica	Acuífero	Eliminación de captaciones ilegales	Recuperación del patrón hidrológico	Longitud del hidroperiodo (meses)
Grado trófico	Vertidos en la cuenca o contaminación difusa (fertilizantes)	Productividad	Calidad del agua	Depuración previa al vertido (para contaminación puntual)	Oligotrofización	Concentración de clorofila-a
Profundidad	Recrecimiento	Estructura física de la columna de agua	Características físicas	Remoción de diques artificiales	Recuperación del patrón de mezcla	Patrón vertical de densidad del agua
Pendiente de la zona litoral	Extracciones de materiales	Vegetación litoral	Morfometría	Reperfilado	Recuperación de las comunidades litorales	Diversidad de macrófitos acuáticos
Ausencia de contaminación por sustancias prioritarias (sensu DMA)	Vertidos de sustancias prioritarias en la cuenca	Comunidad biológica	Calidad del agua	Control de uso en la cuenca	Recuperación de la comunidad	Diversidad de vertebrados
Concentración de oxígeno disuelto	Aportes de materia orgánica	Organismos aerobios	Calidad del agua	Depuración de vertidos, reordenación de la actividad ganadera	Aumento de la saturación de oxígeno disuelto	Variación diaria de la concentración de oxígeno disuelto
Salinidad	Reducción de los aportes naturales de agua	Organismos aerobios	Hidrología	Restricciones de las extracciones en la cuenca (superficial y subterránea)	Bajada de la salinidad	Conductividad eléctrica del agua

Tabla I. Ejemplos (no unívocos) de posibles tipos de afecciones a características ecológicas básicas de un humedal, de posibles causas y componentes afectados, y de tipos de características a restaurar y medidas para hacerlo, con un ejemplo de sus posibles efectos y de un indicador para evaluarlo.

5. El éxito de la RE: lecciones aprendidas y recomendaciones

La restauración de humedales pasa por tener en cuenta todos los aspectos técnicos descritos en apartados anteriores (diagnóstico, buena planificación, eliminación de las causas de degradación, etc.), y también por entender la necesidad de **poner en valor las contribuciones de ese humedal a la sociedad**.

La participación e implicación de los diferentes actores que conviven en el territorio es una herramienta al servicio del proceso de restauración, desde su inicio y hasta su etapa de mantenimiento. Esas inversiones y actividades vinculadas a la restauración del humedal pueden ser concebidas como una **oportunidad** para generar empleos y valores económicos asociados a actividades y usos compatibles con la conservación a largo plazo. El proceso de participación permite crear nexos entre las diferentes actividades económicas que conviven en el territorio. También es fundamental un diálogo con los diferentes niveles de gobierno (ayuntamientos, confederaciones, gobiernos regionales o ministerios) que permita configurar no sólo aspectos técnicos, sino todo ese conjunto de actividades económicas e intereses que se dan cita en el territorio. Así, por ejemplo, la actividad agraria en el entorno de los humedales puede ayudar a crear paisajes y aportar un valor añadido a sus productos o, por el contrario, agotar los recursos hídricos de los que se nutre el humedal. Como masas de agua, los humedales dependen de su calidad y cantidad, y, frente a una agricultura intensiva (que detrae agua, conlleva contaminación química y altas tasas de erosión); otras actividades, como, por ejemplo, el pastoreo extensivo, pueden generar beneficios ambientales. Es decir, la sostenibilidad de la restauración pasa por enfoques a escala de paisaje que garanticen el uso sostenible de suelos y aguas, y por una visión compartida con los diferentes grupos de interés para ofrecer toda una gama de beneficios naturales, sociales y económicos.

Las diferentes **actividades y usos** coincidentes en los paisajes donde se asientan los humedales (agricultura intensiva, instalaciones de renovables, extracción de áridos) conllevan impactos sinérgicos y acumulativos tales como la sobreexplotación de los acuíferos y los cambios en el uso del suelo. Así, por ejemplo, la gran transformación que han sufrido las redes hidrológicas debido a los drenajes y las concentraciones parcelarias e intensificación agraria que se dan en algunos territorios desde mediados del siglo XX dificulta la recuperación de los aportes naturales de caudal a los humedales, como se ilustra en el caso de la laguna de Boada de Campos ([consúltese la ficha del caso práctico 40 LAGUNA DE BOADA](#)). Y esto se plantea en un contexto de sequía y cambio climático, que coincide con un contexto rural de envejecimiento de la población, abandono de prácticas agrarias y ganaderas tradicionales, despoblación y falta de relevo generacional, situaciones que, en definitiva, agravan la situación.



➤ **Figura III.** Fotografías que muestran diferentes tipos de acciones de gestión y restauración en humedales Mediterráneos. A: Siega de vegetación helofítica con maquinaria agrícola. Laguna de la Nava, Castilla y León. **Autor:** David Miguélez. FGN. B: Siega de vegetación helofítica con máquina anfibia en humedales costeros. Lagunas del Prat de Cabanes-Torreblanca. Comunitat Valenciana. **Autor:** Rafael Abuín. FGN. C: Decapado de sedimentos. Laguna de Pedraza. Castilla y León. **Autor:** David Miguélez. FGN. D: Pastoreo mediante ganadería extensiva. Marjal del Moro. Comunitat Valenciana. **Autor:** Bruno Durán. FGN. E: Triturado de biomasa extraída tras las siegas de carrizo y enea. Lagunas del Prat de Cabanes-Torreblanca. Comunitat Valenciana. **Autora:** Sonia Monferrer. FGN. F: Plantaciones de macrófitos. Lagunas del Prat de Cabanes-Torreblanca. Comunitat Valenciana. **Autora:** Sonia Monferrer. FGN.

Por tanto, desde las primeras fases de diagnóstico, es útil comprender los diferentes retornos que se derivan de la restauración del humedal: incremento del capital natural, beneficios económicos y valor social. El enfoque de organizaciones como Wetlands International y Commonland puede ser de ayuda (el [Marco de los 4 Retornos](#)); se basa en procesos como la creación de asociaciones a **escala de paisaje** y en la formación de **alianzas** para asegurar que los diferentes grupos de interés presentes compartan una misma visión del humedal restaurado y del paisaje donde se plantea la restauración. De esta forma se asegura la necesidad de implicar y activar la participación de los diferentes grupos del entorno de los humedales en los procesos de restauración. La valoración participativa de los servicios ecosistémicos es una buena práctica que permite identificar y vincular desde el inicio a los diferentes representantes de los grupos de interés locales. Para ellos existen herramientas como [TESSA Tools](#) (*Toolkit for Ecosystem Service Site-Based Assessment*), que ya se han aplicado en diferentes humedales para lograr una real vinculación de los grupos de interés en la conservación y uso de los humedales.

De igual modo, desde el inicio es crucial una buena relación e implicación de las Administraciones competentes. La colaboración interinstitucional (ayuntamientos, confederaciones hidrográficas, comunidades autónomas, diputaciones, ministerios) es la base para luego sumar a académicos y grupos de interés tales como grupos de acción local, organizaciones no gubernamentales (ONG), en **partenariados público-privados** (véanse los casos [41 LAGUNA PRIMERA DE PALOS](#) o [87 TANCAT DE LA PIPA](#)). Asegurar una buena gobernanza en procesos de restauración que pueden prolongarse durante varios años es una condición para asegurar **el mantenimiento** en el tiempo de los resultados.

Las fuentes de financiación son críticas: existen diferentes fondos públicos donde cabe plantear la restauración de humedales (por ejemplo, el Programa LIFE, convocatorias de ayudas de la Fundación Biodiversidad o ayudas autonómicas) y también fondos privados (obras sociales de bancos, programas específicos de fundaciones corporativas, etc.) o de empresas que busquen compensar sus impactos, ya sea en materia de huella hídrica o de emisiones de gases de efecto invernadero (en adelante, GEI). En el caso del mercado voluntario de carbono ya hay oportunidades para vincular la restauración de humedales con su capacidad como sumideros de carbono. La Junta de Andalucía cuenta con un [Sistema Andaluz de Compensación de Emisiones](#) (SACE), habiendo aprobado una metodología para la compensación de la huella de carbono a través

de proyectos de absorción de CO₂ basados en metodologías de restauración de humedales, concretamente marismas. El proyecto [LIFE Wetlands4Climate](#) también trabaja en la aprobación de una metodología de restauración de humedales mediterráneos como proyectos de absorción de CO₂ para el [Registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de dióxido de carbono del MITECO](#). Estas metodologías se basan en la premisa demostrada científicamente de que un humedal en buen estado de conservación mitiga el cambio climático y un humedal alterado lo genera. El estado de conservación, o la intensidad y el tipo de acciones de restauración en humedales degradados, influyen profundamente en el balance de C y en el papel mitigador/sumidero de los humedales mediterráneos a una escala temporal de corta a media. Por ejemplo, las prácticas de gestión que provocan la inestabilidad de los sedimentos orgánicos favorecen el metabolismo degradativo del C. Además, las alteraciones hidromorfológicas o relacionadas con la contaminación en estos lugares pueden convertir ecosistemas sanos que contribuyen al secuestro de C y a la mitigación del cambio climático en ecosistemas emisores de GEI (Morant *et al.*, 2020).

Una **economía** vinculada a la restauración y conservación de la naturaleza, con proyectos e iniciativas en los humedales, supone inversiones y generación de empleo. Es el caso de la **gestión de la vegetación** de los humedales: en los mediterráneos, su conservación conlleva una labor directa de gestión de masas de vegetación helófitas muy extensas y homogéneas, como los carrizales, ya que su excesiva colonización simplifica el ecosistema y reduce los nichos ecológicos y, como consecuencia, también la riqueza biológica de especies vegetales y animales. Esta gestión se puede realizar bien mediante siegas con maquinaria (tractor o máquina anfibia), o bien a través del pastoreo extensivo; se evita así la colmatación al retirar materia orgánica. La vegetación retirada ha de ser compostada o usada para otros fines agrarios (como forraje en verde, cama para el ganado, estructurante del suelo, etc.), para, en su conjunto, promover beneficios en el secuestro de carbono y en la mitigación del cambio climático. En otros casos, como el Charco del Tamujo (véase el caso [29 GRAVERA CHARCO DEL TAMUJO](#)), un humedal del centro peninsular, el pastoreo realiza una labor de mantenimiento de zonas tampón. Existen muchos estudios que han demostrado que la presencia de ganadería extensiva en espacios naturales mejora la biodiversidad si se controla la carga ganadera y la rotación dentro del espacio. El pastoreo con ganado permite un equilibrio entre zonas de carrizal y eneal densas, juncales y pastizales y otras zonas de

agua libre de vegetación donde puede prosperar la vegetación subacuática de praderas de macrófitos bien conservadas. En este sentido, el proyecto Naturaleza Pastoreada (<https://fundacionglobalnature.org/naturalezapastoreada/>) trabaja en caracterizar los modelos de pastoreo vinculados a la conservación de los valores naturales de los humedales. Por medio de acuerdos de custodia del territorio, se puede reforzar esta actividad tradicional que se había perdido en muchos humedales costeros.

En definitiva, los servicios de los ecosistemas deben ponerse en valor para lograr una implicación real de la población y de la sociedad. Si bien en las primeras etapas de la restauración la labor es más técnica, asegurar su mantenimiento pasa por poner en valor el humedal en su contexto social y económico desde el inicio, y por lograr generar vínculos y sentido de pertenencia en el entorno más próximo a él.

Por último, pero no menos importante, la restauración de humedales, mejorando sus condiciones y haciendo reaparecer la lámina de agua, genera una recuperación de su biodiversidad asociada, en particular en el entorno mediterráneo donde los puntos de agua son hábitats esenciales para multitud de organismos. Cada vez que recuperamos un humedal y mejoramos su funcionamiento, generamos grandes beneficios para numerosas especies, no sólo aves, también insectos, polinizadores, reptiles o anfibios. Esta recuperación de la diversidad biológica aumenta la resiliencia del territorio y su capacidad de hacer frente a los retos que plantea el siglo XXI a la naturaleza y a nuestra sociedad.

Casos prácticos recomendados

[29 GRAVERA CHARCO DEL TAMUJO](#)

[40 LAGUNA DE BOADA](#)

[41 LAGUNA PRIMERA DE PALOS](#)

[87 TANCAT DE LA PIPA](#)

Bibliografía

Abdul-Malak, D., *et al.* (2019) Enhanced wetland monitoring, assessment and indicators to support European and global environmental policy, *SWOS Technical publication*. Disponible en: https://www.etc.uma.es/wp-content/uploads/Enhanced_wetland_monitoring_assessment_indicators_support_European_global_environmental_policy.pdf; <http://www.etc.uma.es/swos/>

BOE. 2004. Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, por el que se regula el Inventario nacional de zonas húmedas. BOE núm. 73, de 25 de marzo de 2004, Boletín Oficial del Estado. Madrid.

BOE. 2015. Real Decreto 817/2015 por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. BOE núm. 219, de 12 de septiembre de 2015, Boletín Oficial del Estado. Madrid.

Borja, C., Camacho, A. y Florín, M. (2012) Lagos y humedales en la evaluación de ecosistemas del milenio en España, *Ambienta*, 98, pp. 82-91.

Bustamante, J., Díaz-Delgado, R. y Aragonés, D. (2005) Determinación de las características de masas de aguas someras en las marismas de Doñana mediante teledetección, *Revista de Teledetección*, 24, pp. 107-111.

Cabello, J. *et al.* (2012) La aproximación ecosistémica y la clasificación jerárquica espacial y funcional de ecosistemas como fundamento de la planificación y gestión del medio natural. En: *Tragsatec, Apoyo técnico para la elaboración del Catálogo Español de hábitats en peligro de desaparición*. Encargo del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino a Tragsatec. Madrid, pp. 3-33.

Camacho, A. (2008) La gestión de los humedales en la política de aguas en España. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas. Zaragoza: Fundación Nueva Cultura del Agua.

Camacho, A. (2011) Indicadores para la evaluación del estado ecológico de los humedales. En: Viñals, M.J., Blasco, D. y Morant, M. Eds. *Los humedales mediterráneos: el contexto ambiental y social: Reflexiones para su estudio y gestión eficaz*. Madrid: Fundación Biodiversidad. pp. 29-46.

Camacho, A. *et al.* (2009) 31. Aguas continentales retenidas. Ecosistemas leníticos de interior. En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/31_tcm30-196763.pdf

Camacho, A. *et al.* (2019a) Descripción de métodos para estimar las tasas de cambio del parámetro ‘Superficie ocupada’ por los tipos de hábitat leníticos de interior (lagos, lagunas y humedales). Serie «Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat». Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/leniticos_1_metodossuperficieocupada_tcm30-506078.pdf

Camacho, A. *et al.* (2019b) Establecimiento, para cada tipo de hábitat lenítico de interior, de un conjunto mínimo de variables para calcular el índice ECLECTIC. Serie «Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat». Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/leniticos_2_variablesindiceeclectic_tcm30-506079.pdf

Camacho, A. *et al.* (2019c) Descripción de procedimientos basados en la utilización de sensores remotos para caracterizar el estado de conservación de cada tipo de hábitat lenítico de interior. Serie «Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat». Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/leniticos_3_metodossostadodeconservacion_tcm30-506081.pdf

Camacho, A. *et al.* (2019d) Descripción de procedimientos para estimar las presiones y amenazas que afectan al estado de conservación de cada tipo de hábitat lenítico de interior. Serie «Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat». Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/leniticos_4_presionesyamenazas_tcm30-506082.pdf

Camacho, A. *et al.* (2019e) Recopilación de información sobre tipos de hábitat y ecosistemas leníticos de interior en España. Serie «Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat». Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/leniticos_5_bbddhumedales_tcm30-510312.pdf

Casado, S. y Montes, C. (1995) *Guía de los lagos y humedales de España*. Madrid: J.M. Reyero Editor.

Davidson, N. (2014) How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area, *Marine and Freshwater Research*, 65, pp. 934-940. Disponible en: <https://doi.org/10.1071/MF14173>

Doña, C. (2017) *Monitoring water quality and hydrological patterns of wetlands using recent techniques in remote sensing*. Tesis Doctoral. Valencia: Universitat de València.

Doña, C. *et al.* (2016) Monitoring hydrological patterns of temporary lakes using remote sensing and machine learning models: case study of La Mancha Húmeda Biosphere Reserve in Central Spain, *Remote Sensing*, 8(8), p. 618.

EME (2012) La evaluación de los ecosistemas del milenio en España. Síntesis de resultados. Madrid: Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Disponible en: <http://www.ecomilenio.es/informe-sintesis-eme/2321>

Gann, G.D. *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration, *Restoration Ecology*, 27(S1), pp. S1-S46. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

Gracia, F.J., Aranda, M. y Pérez-Alberti, A. (2019) Descripción de métodos para estimar las tasas de cambio del parámetro ‘Superficie ocupada’ por los diferentes tipos de hábitat costeros. Serie «Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat». Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/10costeros_1_metodossuperficie_tcm30-506041.pdf

MAGRAMA y Terra Naturalis (2017) Recopilación e identificación de acciones de restauración ecológica en humedales españoles. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/proyecto_rest_humedales_completo_tcm30-486719.pdf

Meli, P. *et al.* (2014) Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: A Meta-Analysis, *PLoS ONE*, 52(4). Disponible en: <https://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0093507>

MITECO (2022) Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/recursos/materiales/conservacion-medio-ambiente/Manuales_Ramsar.aspx

MITECO (2023) Plan Estratégico de Humedales a 2030. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/planes-y-estrategias/plan_estrategico_humedales_30ene_tcm30-548431.pdf

Morant, D. *et al.* (2020) Influence of the conservation status on carbon balances of semiarid coastal Mediterranean wetlands, *Inland Waters*, 10(4), pp. 453-467.

Moreno-Mateos, D. *et al.* (2012) Structural and functional loss in restored ecosystems, *PLoS Biology*, 10(1). Disponible en: <https://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>

Moreno-Mateos, D. *et al.* (2015) Ecosystem response to interventions: lessons from restored and created wetlands ecosystems, *Journal of Applied Ecology*, 52, pp. 1528-1537. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12518>

Sancho, V. y Lacomba, J.I. (2010) Conservación y restauración de puntos de agua para la biodiversidad, Colección *Manuales Técnicos de Biodiversidad*, 2, Valencia: Generalitat Valenciana, Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge.

Secretaría de la Convención de RAMSAR (2013) Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6.ª edición. Gland (Suiza): Secretaría de la Convención de Ramsar. Disponible en: [https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/63CDE791FF2EB4CD05257C630051708F/\\$FILE/1_pdfsam_Manual_convenci%C3%B3n_de_Ramsar_2013.pdf](https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/63CDE791FF2EB4CD05257C630051708F/$FILE/1_pdfsam_Manual_convenci%C3%B3n_de_Ramsar_2013.pdf)

SER (Society for Ecological Restoration; International Science and Policy Working Group) (2004) The SER International primer on ecological restoration. Tucson, Arizona: Society for Ecological Restoration International. Disponible en: www.ser.org

Simón, J.C. *et al.* (2012) Propuesta de clasificación jerárquica preliminar de los tipos de hábitat presentes en España, *Tragsatec, Apoyo técnico para la elaboración del Catálogo Español de hábitats en peligro de desaparición*. Madrid: Encargo del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino a Tragsatec, pp. 35-263.

VV.AA. (2009) Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx

Wortley, L., Hero, J.M. y Howes, M. (2013) Evaluating ecological restoration success: A review of the literature, *Restoration Ecology*, 21(5), pp. 537-543. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/rec.12028tabla>



5. Bloque temático

Bosques templados caducifolios

Daniel García^{1*}, Borja Jiménez-Alfaro¹

¹Dpto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, Oviedo 33071, España, e Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad (Universidad de Oviedo-CSIC-Principado Asturias), Mieres 33600, España.

*danielgarcia@uniovi.es

1. Ámbito del bosque templado caducifolio

El bosque templado caducifolio (en adelante, BTC) forma parte del bioma de los bosques templados de frondosas y mixtos (Olson *et al.*, 2001), distribuido en latitudes medias del hemisferio norte, principalmente en Europa, el este de Norteamérica y el noreste de Asia. El elemento característico de este bioma es la abundancia de bosques donde los árboles dominantes están adaptados a un invierno frío que provoca una pausa vegetativa y la pérdida de la hoja. En la península ibérica, el BTC se extiende principalmente por la región eurosiberiana, donde no existe la sequía estival característica de la región mediterránea. En menor medida, la presencia de refugios de humedad en regiones de clima mediterráneo también permite el crecimiento local de bosques caducifolios, principalmente de tipo marcescente, como resultado de cambios biogeográficos históricos (Vila-Viçosa *et al.*, 2020). En este bloque nos centraremos en la región eurosiberiana de la península ibérica, donde el BTC (incluyendo sus formas marcescentes) se considera el ecosistema primigenio en la mayor parte de los suelos fértiles terrestres, por debajo del límite altitudinal natural de los árboles (**figura 1**).

El BTC es un ecosistema con alta productividad primaria en verano, resultado de la elevada área foliar de las especies dominantes. El periodo invernal produce un cambio fenológico drástico, con adaptaciones ecológicas tanto para la flora (dormición, reposo vegetativo) como para la fauna (migración, hibernación). El aporte hídrico positivo y la acumulación de necromasa vegetal derivada de la caída de las hojas facilitan la abundancia de organismos descomponedores, fúngicos y microbianos, y de animales detritívoros, así como su actividad en el ciclo de carbono y en el reciclado de los nutrientes (Keith *et al.*, 2020). La alta producción primaria también favorece el desarrollo de redes tróficas complejas de consumidores primarios (herbívoros, predadores de semillas) que regulan el proceso de regeneración de las plantas, y de consumidores secundarios y predadores apicales capaces de controlar a los herbívoros. Aunque estas características son comunes a cualquier BTC, la historia biogeográfica de cada región permite apreciar diferencias en la estructura, composición y función de los bosques locales. En el contexto europeo, el BTC ibérico está caracterizado por su condición de refugio glacial (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2018), ofreciendo una gran diversidad de ecosistemas forestales determinados por gradientes de temperatura, humedad y tipos de suelo.



➤ **Figura 1.** Robledal en la cordillera cantábrica mostrando características diagnósticas de madurez como un dosel heterogéneo, abundante mantillo, sotobosque disperso y madera muerta en pie y en suelo. **Autor:** Alfredo González Nicieza.

Según fuentes oficiales (IEPBN, 2020), los BTC de óptimo eurosiberiano con mayor extensión en España son los bosques mixtos de frondosas (6,5 % del total de la superficie forestal arbolada), seguidos por melojares de *Quercus pyrenaica* (4,5 %), hayedos (2,1 %), robledales de *Quercus robur* y *Q. petraea* (1,3 %), castañares (0,9 %), robledales de *Q. pubescens* (0,6 %) y abedulares (0,2 %). En el mejor de los casos (p. ej., Navarra o Asturias), la ocupación de estos bosques en las áreas eurosiberianas no llega al 25 % de su área potencial, si bien los datos suelen ser imprecisos por incluir el eucalipto entre las estadísticas de frondosas. Los escasos bosques que han resistido el impacto humano se reducen a pequeños parches en la costa cantábrica, o rodales de extensión variable en la cordillera cantábrica, Pirineos, montes de León y sistema Ibérico. Al igual que sucede en la mayor parte de Europa, la presencia de bosques primarios es, cuando menos, testimonial (Sabatini *et al.*, 2018). Así, los bosques más extensos suelen estar dominados por árboles jóvenes como resultado del aprovechamiento forestal o de la sucesión secundaria. El impacto histórico también ha derivado en una acusada fragmentación espacial que limita la capacidad de regeneración natural del bosque (García *et al.*, 2005). La restauración del BTC ibérico tiene, por tanto, el objetivo principal de restituir, en la medida de lo posible, la ocupación espacial de estos ecosistemas, pero también sus características estructurales y funcionales. Una restauración eficaz del BTC debe basarse en procesos que maximicen la biodiversidad y sus beneficios frente al cambio climático (retención de carbono, regulación climática, mantenimiento de procesos hidrológicos), así como a la preservación de sus valores paisajísticos y culturales.

2. Condicionantes ecológicos de la restauración

Los procesos de regeneración natural del BTC dependen en buena medida de condicionantes abióticos relacionados con el clima, la topografía, el suelo y la altitud. En este sentido, es importante destacar la fuerte heterogeneidad que imponen el contraste climático de vertientes en la cordillera Cantábrica y los Pirineos (con condiciones típicamente atlántico-eurosiberianas en las vertientes norte, frente a las mediterráneo-continental y de sombra de lluvia en las vertientes sur); el contraste topográfico entre umbrías frescas y húmedas (orientación N, E, NE) y solanas cálidas y secas (orientación S, W, SW); el contraste de sustrato entre suelos ácidos (de granitos, cuarcitas, esquistos y areniscas, dominantes en la cordillera cantábrica occidental y el Pirineo central y oriental) y básicos (calizas, dominantes en la cordillera cantábrica central y oriental y el Pirineo occidental); los gradientes altitudinales (de al menos 1.500 metros en el área de extensión potencial del BTC); y, finalmente, el grado de desarrollo edáfico, que resulta de una interacción compleja entre altitud, pendiente, afloramiento del litosuelo y del impacto generado por incendios y sobrepastoreo.

Además de los factores abióticos mencionados, hay que considerar los condicionantes de la «ecología de la regeneración» de las plantas en el BTC. Aquí destacan los rasgos ecológicos de las especies como los asociados a los hábi-

tos de porte (arbóreo, arbustivo y herbáceo), la distribución de biomasa (aérea vs. subterránea) y, especialmente, el área foliar y el tamaño y la fisiología de la semilla. Las especies de hoja y semilla grandes, como los robles, sobreviven más y crecen mejor en las condiciones de sombra profunda del interior del bosque, mientras que las especies de hoja y semilla pequeñas, como los abedules, colonizan con mayor facilidad y toleran mejor las áreas deforestadas soleadas (Grime y Jeffrey, 1965). Por otra parte, es necesario considerar que el proceso de regeneración natural de las plantas funciona como un ciclo donde las condiciones abióticas (p. ej., la humedad del suelo) y las interacciones con animales y plantas actúan como filtros ecológicos que modulan el éxito o el fracaso de las transiciones entre fases demográficas (figura II). Así, los árboles adultos producen semillas dependiendo de la polinización, que

en algunas especies está supeditada a la actividad de los insectos (Chacoff, García y Obeso, 2008). Estas semillas requieren de un proceso de dispersión en el espacio, frecuentemente favorecido por los animales (García, Zamora y Amico, 2010); una vez dispersadas, pueden sobrevivir o no dependiendo del ataque de predadores como roedores o ungulados (García, Obeso y Martínez, 2005); y deben germinar dependiendo de la humedad y la temperatura (a partir de bancos de semillas de duración y fenologías muy dependientes de la especie [Blandino *et al.*, 2022]). Los plantones (o plántulas) deben escapar al pisoteo y al ramoneo de los ungulados para establecerse, y su supervivencia y crecimiento como brinzales (o juveniles) puede depender de si están protegidos o no por arbustos y otros árboles que actúan como plantas nodrizas (García y Obeso, 2003).

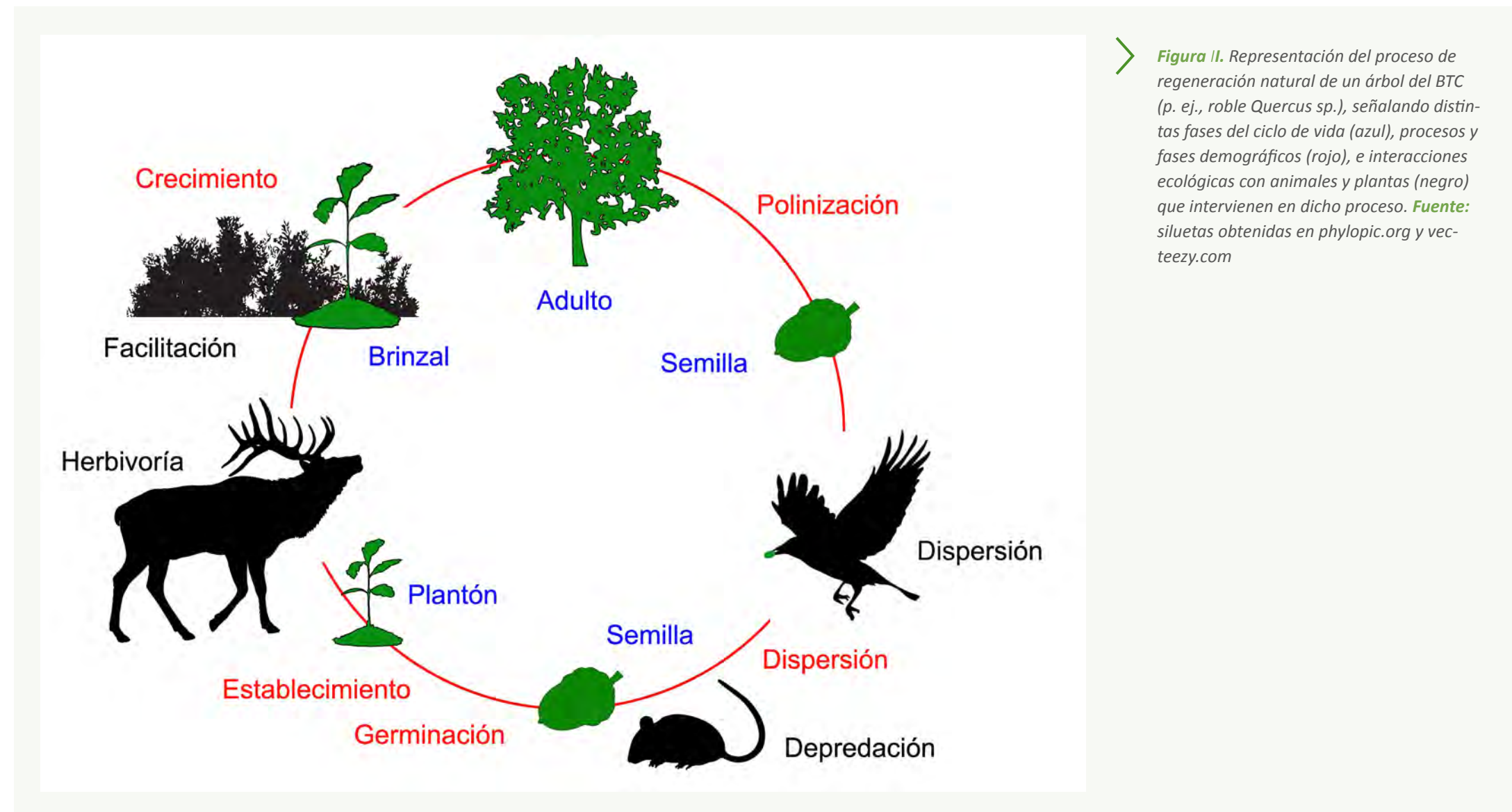


Figura II. Representación del proceso de regeneración natural de un árbol del BTC (p. ej., roble *Quercus* sp.), señalando distintas fases del ciclo de vida (azul), procesos y fases demográficos (rojo), e interacciones ecológicas con animales y plantas (negro) que intervienen en dicho proceso. Fuente: siluetas obtenidas en phylopic.org y vecteezy.com

Más allá del ciclo de regeneración de especies concretas, es importante resaltar que las interacciones ecológicas (planta-animal y planta-planta) modulan el proceso de «sucesión ecológica» hacia el BTC. Así, los ungulados herbívoros (especialmente, el ganado en régimen extensivo) estarían impidiendo la sucesión ecológica, manteniendo a largo plazo pastizales y matorrales en áreas potencialmente adecuadas para el BTC. Normalmente, esos pastizales reciben muchas semillas de plantas leñosas dispersadas por animales, especialmente la zarzamora (*Rubus fruticosus/ulmifolius*), dispersadas por mamíferos carnívoros como el zorro (*Vulpes vulpes*) y el tejón (*Meles meles*). En menor medida, reciben semillas de árboles de fruto carnoso como el espino albar (*Crataegus monogyna*), distintos serbales (*Sorbus spp.*) y el acebo (*Ilex aquifolium*) dispersadas por aves como zorzales y mirlos (*Turdus spp.*) o el petirrojo (*Erithacus rubecula*). Ocasionalmente, también reciben semillas de árboles de fruto seco como el avellano (*Corylus avellana*), diversos robles (*Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. pyrenaica*) y el haya (*Fagus sylvatica*) dispersadas por aves como el arrendajo (*Garrulus glandarius*) (Kunstler *et al.*, 2007; Rumeu *et al.*, 2020). Ante presiones moderadas de herbivoría y, especialmente, gracias a la protección de los matorrales (como los brezos *Erica spp.* y el tojo *Ulex europaeus*) y arbustos (las propias zarzamoras), los plantones surgidos de esas semillas serán capaces de establecerse a largo plazo y generar un frente de avance del bosque (Martínez y García, 2017).

3. Perturbaciones y estresores antrópicos

Las perturbaciones ecológicas son elementos de la dinámica de los ecosistemas para tener en cuenta en cualquier proceso de restauración. De un modo especial, la acción humana conlleva un incremento de la frecuencia y la intensidad de las perturbaciones de forma que estas se convierten en los principales estresores ambientales de los ecosistemas.

Una de las perturbaciones naturales más características del BTC es la aparición de claros por caída del arbolado, proceso que ocurre a una escala espacial pequeña (Lewandowski, Przepióra y Ciach, 2021, **figura III**). La caída de árboles adultos senescentes es rara en el actual BTC, ya que la mayoría de las masas forestales son bosques rejuvenecidos por el manejo o bosques secundarios en estadios intermedios de desarrollo. Los temporales de nieve, especialmente aquellos muy tempranos o tardíos que ocurren estando el arbolado aún con hoja, sí pueden generar caídas y desmochado de copas con incidencias relativamente altas. Estos eventos están aumentando su frecuencia en el contexto del cambio climático actual.

La carga de ungulados herbívoros es probablemente la perturbación más generalizada en el ámbito territorial actual del BTC. Las densidades de ungulados silvestres autóctonos (p. ej., el jabalí [*Sus scrofa*]), naturalizados por motivos cinegéticos (p. ej., el gamo [*Dama dama*]) y domésticos son, en general, altas,



➤ **Figura III.** Claro por caída de árbol en hayedo maduro, que permite el crecimiento de especies leñosas pioneras como el acebo.
Autor: Alfredo González Nicieza.

imponiendo fuertes limitaciones al establecimiento y el crecimiento arbóreo (García y Obeso, 2003). En las zonas de montaña, el ganado en régimen extensivo estaba hasta hace pocos años muy diversificado en especies (con una alta presencia de ovino y caprino) y muy extendido en el territorio. Actualmente, este ganado está casi exclusivamente compuesto por vacuno y equino, y aparece fuertemente concentrado en puntos concretos del territorio (p. ej., puertos de altitud media) (Blanco-Fontao, Quevedo y Obeso, 2011). Esto determina un fuerte sobrepastoreo en unos lugares frente a una liberación de presión de herbívoros en otros (con la consiguiente expansión espontánea de la vegetación leñosa).

Los incendios son una perturbación de alta intensidad frecuente en el territorio del BTC. A pesar de ser un área climática de baja probabilidad de fuego por causas naturales, el área cantábrica occidental es la región de mayor frecuencia y extensión acumulada de incendios forestales de toda España, debido a que casi la totalidad de estos incendios se deben a causas antrópicas (Celaya *et al.*, 2022). Los efectos perturbadores de los incendios en este territorio son elevados, ya que se combinan fuego, altas pendientes topográficas y frecuentes precipitaciones post-incendio, lo que conlleva importantes pérdidas de nutrientes en los suelos quemados. Esta degradación ambiental, unida a las limitaciones de muchas especies leñosas para resistir el fuego (p. ej., escasa capacidad de rebrote en el haya), dificulta la restauración del BTC en áreas sometidas a incendios recurrentes.

Otras perturbaciones antrópicas con alta capacidad de modificación ambiental en el ámbito del BTC son la expansión de especies vegetales alóctonas, bien de plantaciones forestales con capacidad regenerativa (p. ej., *Eucalyptus sp.*), bien de especies invasoras como el plumero de la Pampa (*Cortaderia selloana*), que dificultan la recolonización de los bosques naturales, principalmente en las zonas atlánticas de menor altitud. Finalmente, el territorio del BTC se encuentra actualmente sometido a numerosos impactos por la expansión de infraestructuras viarias y urbanas y explotaciones extractivas y energéticas, dificultando la selección de áreas para la restauración.

Debido a las causas antrópicas, el régimen actual de perturbación ecológica en el BTC supera con creces la frecuencia, intensidad y extensión de las perturbaciones esperables en las condiciones de referencia. En cualquier caso, puestos a utilizar procesos antrópicos como emuladores de perturbaciones ecológicas, sólo el pastoreo de la ganadería extensiva, basado en rebaños multiespecíficos y con sistemas de rotación en tiempo y espacio, parece ser manejable y recomendable como proceso ecológico modulador de diversidad y resiliencia a pequeña escala, por ejemplo, en áreas desprovistas de ungulados silvestres y con mayor probabilidad de incendios por clima o estructura del paisaje (Celaya *et al.*, 2022).

4. Técnicas de restauración

El ámbito del BTC en la península ibérica se caracteriza por unas condiciones ambientales que favorecen el crecimiento vegetal (temperaturas suaves y altas precipitaciones) y un grado de conservación de la biodiversidad relativamente alto. Ambas condiciones fomentan la recuperación espontánea de los bosques cuando desaparecen o se atenúan los estresores ambientales. Por ello, y como filosofía general, las técnicas de restauración del BTC deben favorecer, siempre que sea posible, soluciones basadas en la capacidad de autorregulación y funcionamiento autónomo del ecosistema forestal (Stanturf, Palik y Dumroese, 2014). Esta aproximación funcional requiere, además, promover la adaptabilidad del ecosistema forestal a las nuevas condiciones impuestas por el cambio climático.

Como pasos previos a la restauración, se recomienda identificar en cada localidad de actuación los condicionantes ambientales y los referentes ecosistémicos. Así, se deben inspeccionar las peculiaridades de clima, suelo y topografía, así como identificar y valorar el régimen de perturbaciones previo y actual (población de ungulados silvestres, uso ganadero, ocurrencia de incendios). La búsqueda de referentes debe concentrarse en los rodales remanentes de vegetación leñosa autóctona no perturbada lo más próxima posible a la zona a restaurar, en condiciones ecológicas comparables. En estos rodales se puede evaluar cómo de adaptable es la composición de arbolado adulto y juvenil a las condiciones abióticas y a los regímenes de perturbación. Lo más importante es que se puede valorar la capacidad de los rodales remanentes para actuar como áreas fuente de propágulos de distintas especies forestales.

Toda restauración requiere, además, un control de estresores. Este ha de ser severo en el caso de los incendios, de eliminación total en las zonas de mayor influencia atlántica (donde los fuegos naturales son prácticamente inexistentes) o bien parcial en la vertiente mediterránea (donde pueden plantearse medidas de prevención de grandes incendios). En el caso de la presión de herbívoros silvestres y domésticos, el control puede ser variable, desde la exclusión total en zonas donde se ha activado la regeneración de la vegetación leñosa, al control parcial que permita niveles moderados en zonas de regeneración avanzada o necesidad de limitación de la expansión de la vegetación o el riesgo de incendios.

4.1. Renaturalización

La expansión espontánea de los ecosistemas nativos tras el abandono del uso del territorio por parte de la especie humana, conocida por términos como «renaturalización pasiva» (traducción del término anglosajón *passive rewilding*) (Navarro y Pereira, 2012) o, en el caso concreto de los bosques, «regeneración natural» (Chazdon y Guariguata, 2016), es una herramienta fundamen-

tal para restaurar ecosistemas partiendo de una situación no intencionada. Esta renaturalización pasiva ya está sucediendo en gran parte del territorio potencial del BTC, donde la despoblación rural y la transformación de los usos agrícolas y ganaderos ha reducido la presión antrópica de numerosas zonas, activando los mecanismos de sucesión ecológica (rasgos de las especies, interacciones ecológicas) que conduce a la recolonización de matorrales y bosques autóctonos. En la cordillera cantábrica se han verificado tasas de recuperación de cobertura de bosque del 0,25 % anual en promedio para el periodo 1956-2012 (Álvarez-Martínez *et al.*, 2014; y García-Llamas *et al.*, 2019). Esta recuperación atañe a bosques de distinta composición y en distintas altitudes: castañares en zonas bajas, robledales y hayedos en altitudes medias y abeduleares a mayores cotas (Álvarez-Martínez *et al.*, 2014), que suelen ir precedidos de formaciones arbustivas o bosquetes de especies leñosas de fruto carnoso (acebo, espino albar, serbales) y avellano (Martínez y García, 2017). Procesos similares de regeneración forestal se han detectado en el Pirineo como respuesta al abandono agrícola y ganadero (Lasanta-Martínez, Vicente-Serrano y Cuadrat-Prats, 2005; Ameztegui *et al.*, 2021).

El potencial de renaturalización local del BTC está fuertemente condicionado por la estructura espacial del paisaje. Así, la disponibilidad y el grado de fragmentación de la cobertura del bosque sobre el paisaje deforestado influye en la expansión de los árboles, al condicionar las interacciones ecológicas que modulan la dispersión de semillas y el establecimiento de plántones. En este sentido, es importante considerar tres elementos ecológicos en el paisaje (**figura IV**) (García *et al.*, 2013): i) las «áreas fuente», o rodales forestales que proporcionan semillas para la recolonización espontánea de las áreas deforestadas; ii) los «legados biológicos», o elementos como árboles y matorrales aislados en la matriz deforestada que actúan como puntos de anclaje de la recolonización al recibir semillas o proteger plántones; y iii) los «vínculos móviles», o vectores animales de dispersión que son capaces de conectar las áreas fuente y las zonas deforestadas, atraídos por los legados biológicos.

En el caso de la renaturalización pasiva post-abandono, la recomendación básica para la restauración es aprovechar la sucesión ecológica en curso como proceso para recuperar tanto las especies del bosque como la dinámica natural de perturbaciones que permite el mantenimiento de especies de hábitats abiertos. Aunque no se inicia como una acción de restauración deliberada *sensu stricto*, sí puede ser gestionada de forma intencionada, en el sentido de ser considerada explícitamente como un proceso clave a escala territorial. Dicho de otro modo, la acción de restauración debe considerar qué sectores del paisaje se recuperan de forma espontánea y qué otros sectores pueden hacerlo mediante decisiones que dinamicen la renaturalización pasiva mediante la remoción de estresores antrópicos. Estos distintos niveles requieren distintas formas de intervención. Así, el aprovechamiento de la renaturalización espontánea necesita acciones territoriales genéricas, como el control estricto

de perturbaciones antrópicas remanentes, por ejemplo, los incendios provocados para la eliminación de matorral. Por otra parte, bajo circunstancias muy concretas, se pueden considerar acciones específicas locales de restauración asistida para desencadenar y/o modular la renaturalización. Por ejemplo, en áreas de influencia mediterránea, dominadas por bosques jóvenes de rebollos (*Q. pyrenaica*) o quejigos (*Q. faginea*), se puede contemplar el desbroce de matorral para la eliminación de biomasa combustible y la prevención de grandes incendios, favoreciendo al mismo tiempo el crecimiento del árbol dominante. En áreas de alta densidad de ungulados, donde se quiera acelerar la sucesión ecológica, se puede gestionar la carga ganadera o la de ungulados silvestres mediante presión cinegética.

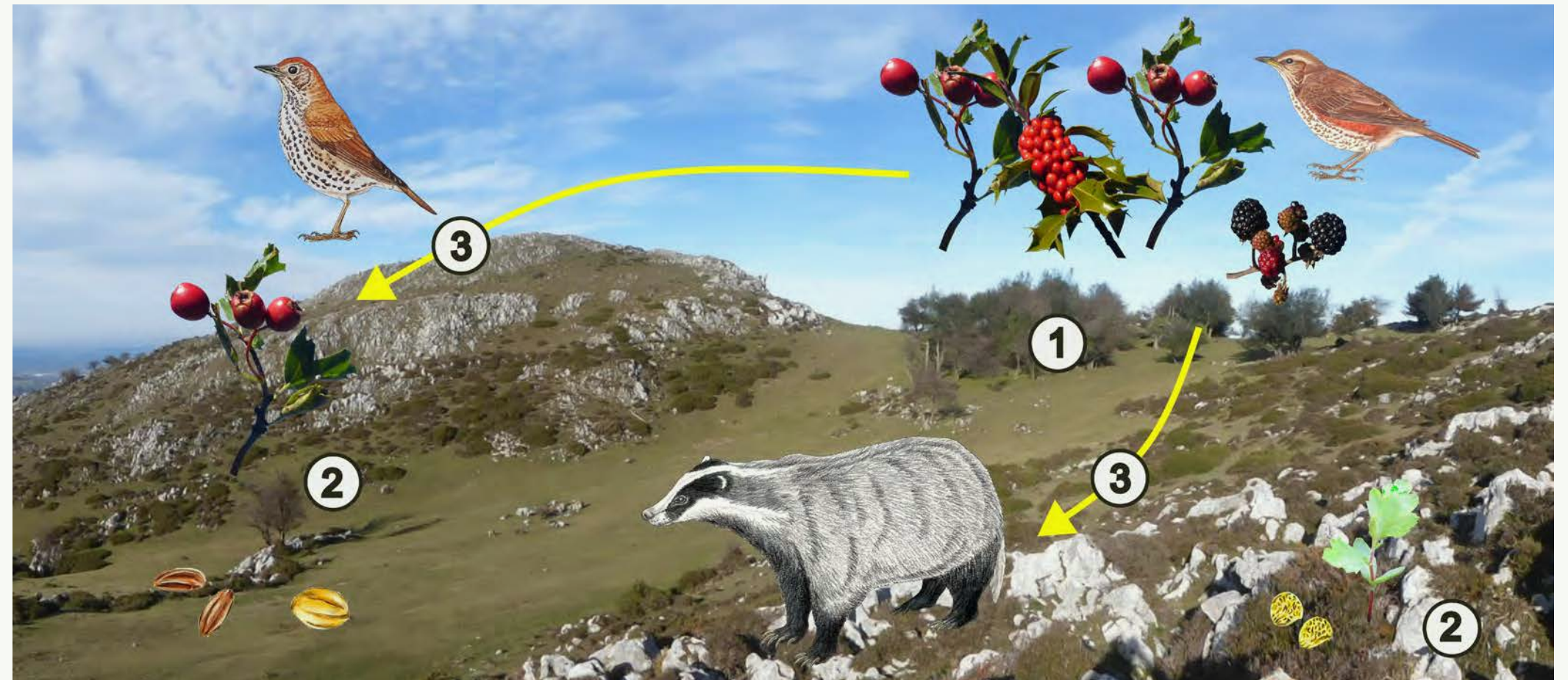
4.2. Restauración activa

Siempre que implique la reintroducción de plantas, la restauración activa debe basarse en especies autóctonas conocidas en el BTC del área de estudio. La selección de especies es una fase fundamental que determinará el éxito o el fracaso de la restauración, una vez evaluados los condicionantes abióticos y las comunidades de referencia. El objetivo último será la recuperación de los atributos básicos del BTC, principalmente su estructura, riqueza, diversidad funcional y composición de especies, si bien la composición florística es la característica menos predecible (Laughlin *et al.*, 2017). En los últimos años, se ha hecho hincapié en la selección de especies con los atributos funcionales apropiados (Gondard *et al.*, 2003; Muller *et al.*, 2018), dando prioridad a las características estructurales y a la diversidad funcional del sistema (p. ej., combinando plantas leñosas de dosel y subdosel forestal con especies herbáceas nemorales). Una restauración completa del BTC también debería considerar una combinación de especies que promueva la complejidad de las redes ecológicas (Ladouceur *et al.*, 2022), por ejemplo, incluyendo plantas con flores y frutos que atraigan a diferentes grupos de animales. Una vez definidas las especies más apropiadas, es necesario evaluar la procedencia de las semillas o plantones utilizados en el fondo de especies para la restauración (Ladouceur *et al.*, 2018), es decir, el material genético de la flora regional realmente disponible para la restauración activa. En España, los sistemas de certificación de áreas de procedencia están bien desarrollados para los árboles de interés forestal, pero aún no existe regulación ni sistemas de producción sobre plantas herbáceas y para muchas de las leñosas. En cualquier caso, la selección final de especies para un determinado tipo de BTC puede variar en función de su grado de degradación inicial. En este bloque recomendamos tres aproximaciones que tienen en cuenta, de forma explícita, los condicionantes ecológicos del BTC: la repoblación de arbolado, el establecimiento de islotes y la mejora funcional de los bosques.

Mediante la «repoblación» de arbolado, se añaden individuos de especies arbóreas en densidades altas y con distribuciones espaciales que permiten una recuperación de la cobertura arbórea sobre grandes extensiones. En este sentido,

➤ **Figura IV.** Estructura de un paisaje deforestado donde puede producirse la recolonización espontánea del BTC, describiendo los organismos que operan como i) áreas fuente (rodales remanentes de bosque); ii) legados biológicos

(árboles aislados, matorrales, que reciben semillas y plantones); y iii) vínculos móviles (animales dispersantes). **Autores (dibujos):** Daniel García y Víctor González. **Autor (fotografías):** Daniel García.



recomendamos la plantación con plantón de 1-3 savias en vez de siembra de semillas para evitar las marras por muerte de estas por desecación/helada o, especialmente, por depredación por roedores o ungulados (muy alta en especies de semilla grande como robles, castaños, hayas o avellanos). Cuando la repoblación se realiza en áreas cubiertas de matorral pionero (como brezales y tojales), se recomienda que las plantaciones se realicen sin desbroce previo de matorral (más allá del hoyo de plantación, factible con retroaraña), de forma que este ejerza como protector frente a los herbívoros y la desecación (**figura V**). Es más, para aprovechar al máximo el efecto facilitador del matorral nodriza hacia el plantón, recomendamos el ahoyado «dentro» del matorral (factible con ahoyadoras mecánicas portables [**figura V**] [Gómez-Aparicio *et al.*, 2004]). Aunque la

estrategia de repoblación está habitualmente orientada a la reintroducción del arbolado característico del bosque maduro, se puede aplicar también a la restauración de estadios sucesionales intermedios del bosque, de forma que la restauración se continúe de forma pasiva mediante renaturalización. Así, se puede repoblar bajo matorrales nodriza con árboles pioneros productores de fruto carnoso (acebo, espino albar, serbales, cerezo silvestre *Prunus avium*) que, una vez crecidos y fructificando, ejercerán como posaderos de las aves dispersantes de semillas favoreciendo la llegada de otras especies arbóreas características de los estadios finales de la sucesión (haya, roble, etc.). Algunas de estas especies pioneras tienen, además, doseles espinosos y actuarán, a su vez, como plantas nodriza de los otros árboles (García y Obeso, 2003).

La segunda aproximación de restauración activa, también combinada con la renaturalización, es la basada en el establecimiento de «islotos forestales» (Rey-Benayas, Bullock y Newton, 2008); también llamada «nucleación aplicada» (*sensu* Corbin y Holl, 2012), y es especialmente recomendable en áreas fuertemente deforestadas y sin áreas fuente de semillas cercanas. Se basa en la generación, mediante repoblación, de pequeños núcleos de arbolado dispersos en la matriz de territorio deforestado (**figura V**). El tamaño, el número y la separación relativa entre los islotos deberá adaptarse a la fisonomía y la extensión de las áreas a restaurar, aunque como valores básicos pueden recomendarse 20 m de radio mínimo de islote (0,13 ha), 250 m de distancia máxima entre ellos y una densidad mínima de 50 islotos por km² (que supone cerca de un 6 % de cobertura del área a restaurar). El objetivo de los islotos es doble: incorporar las especies arbóreas *in situ* y generar nuevas áreas fuente que activen la renaturalización de la matriz remanente, al expandir su periferia o generar nuevos núcleos aislados a su alrededor a través de la dispersión de propágulos. Los islotos deberían contener diversas especies y elementos funcionales, de forma que se active la recuperación tanto de la biodiversidad como de la funcionalidad del ecosistema forestal (**figura V**). Así, se plantea una estructura concéntrica, con una periferia compuesta de especies arbóreas pioneras con crecimiento rápido, alta capacidad de producción de semillas y de dispersión, tanto abiótica (p. ej., abedules) como mediada por animales (p. ej., acebos, espinos albares, serbales o avellanos), que dinamicen la expansión (actuando también como plantas nodriza) y la nueva nucleación en las inmediaciones. El núcleo del islote a repoblar estaría compuesto por especies arbóreas tardías (p. ej., hayas, robles o castaños), así como por arbustos de sotobosque (p. ej., laureolas *Daphne laureola*) y hierbas nemorales (p. ej., primaveras *Primula spp.* o heleboros *Helleborus spp.*) o gramíneas de bosque maduro. Por otra parte, pueden añadirse troncos y restos de madera procedente de bosques de referencia, de manera que se favorezca la incorporación rápida de líquenes y briófitos epífitos, así como hongos y otros organismos detritívoros y descomponedores. Para el arbolado recomendamos una densidad de plantación de 1.000 pies/ha, con una proporción de 60 % de especies pioneras y 40 % de especies tardías.

La restauración activa del BTC también puede suponer medidas que no necesariamente implican la introducción de plantas autóctonas, y que actúan principalmente dinamizando la renaturalización pasiva. Por ejemplo, la instalación de perchas (estructuras verticales a modo de poste de al menos 2 m de altura con crucetas de 1 m de longitud) que funcionen como posaderos de aves frugívoras dispersoras de semillas puede fomentar la deposición de semillas y el posterior reclutamiento de plántulas alrededor de su base (Bustamante-Sánchez y Armesto, 2012). No obstante, el papel de las perchas artificiales para generar focos de nucleación parece ser limitado, en comparación con el de los árboles individuales aislados que ofrecen protección y alimento a las aves, y que probablemente llevan a una mayor abundancia y riqueza tanto de aves usuarias como de semillas depositadas (Herrera y García, 2009). Otro ejemplo

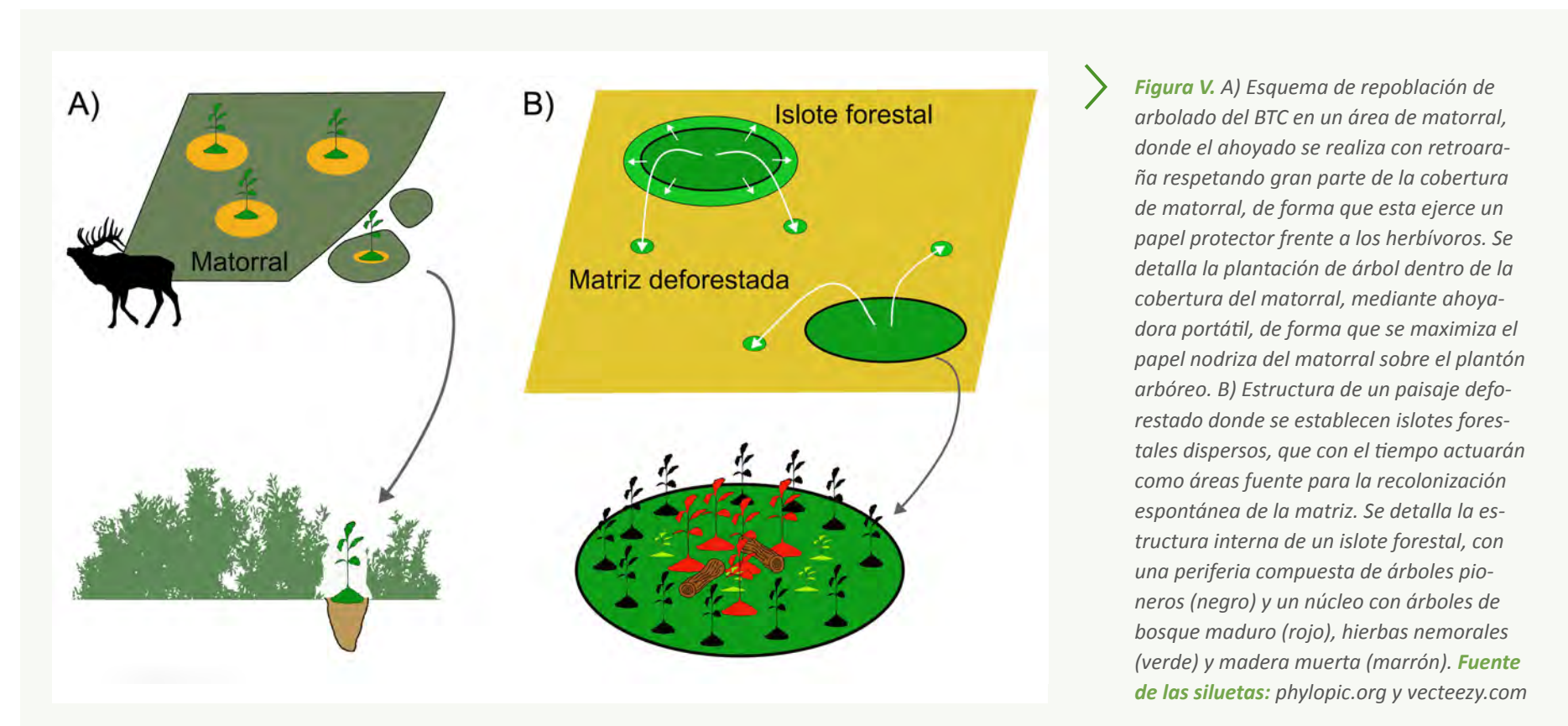
de elemento de restauración activa del bosque son los cercados para ungulados. Estos pueden ser de un tamaño reducido, pero suficiente para generar puntos de eliminación de estrés que fomenten el reclutamiento de especies arbóreas, al menos en las fases vitales más sensibles al pisoteo y al ramoneo (García y Obeso, 2003).

Además de para establecer nuevos bosques, la restauración puede orientarse a la mejora funcional de los preexistentes mediante la modificación de elementos estructurales y el aumento de la heterogeneidad interna (véase, por ejemplo, la restauración de hayedos en el proyecto [Life Aiako Harria](#), en Gipuzkoa). Así, los bosques preexistentes suelen mostrar dos fisonomías principales: bosques jóvenes y bosques trasmochos. Los bosques jóvenes, en general desarrollados por recuperación espontánea tras la tala masiva o por renaturalización tras el abandono del uso del territorio, se caracterizan por densidades altas de pies de escaso diámetro y tamaño homogéneo, doseles muy cerrados y continuos, sotobosque escaso y escasa madera muerta (**figura VI**). Los bosques trasmochos, antiguamente usados como dehesas ganaderas y para extracción de leña por poda de copa, muestran baja densidad de pies de gran diámetro basal, tamaños homogéneos y, aunque las copas están trasmochadas, doseles igualmente cerrados y continuos. En ambos casos, la intervención tiene como

objetivos principales: i) aumentar la heterogeneidad en la disponibilidad de luz en sotobosque y suelo (necesario para aumentar la diversidad de especies de sotobosque); ii) promover el aclareo para permitir el crecimiento desigual de los árboles (necesario para la generación de hábitats de especies tardías); y iii) recuperar madera muerta en pie y en suelo (necesario para la persistencia de especies saproxílicas). Las medidas recomendables son el anillamiento de árboles y la tala selectiva que permiten, en ambos casos, la generación de claros en el dosel y la aparición de madera muerta en pie y en el suelo, respectivamente.

5. Indicadores de desarrollo

La evaluación del éxito de los proyectos de restauración del BTC deberá realizarse combinando distintos criterios para la estimación de parámetros científico-técnicos a distintas escalas temporales (Ruiz-Jaén y Aide, 2005). En la **tabla I** se recoge un listado de parámetros a evaluar en distintas fases temporales, y contrastables con valores obtenibles a partir de los ecosistemas de referencia. Se recomienda un esquema de evaluación que cubra al menos 2 parámetros de todos los criterios.



		Fase temporal de evaluación		
		1-4 años	5-20 años	> 20 años
Criterios	Parámetro			
Técnicos	Éxito de establecimiento de siembra o plantación (marras)	X		
	Crecimiento de plantones y brinzales introducidos	X	X	
Taxonómicos*	Riqueza y abundancia de especies vegetales diana		X	X
	Riqueza y abundancia de especies indicadoras (aves, coleópteros, edafofauna)		X	X
	Heterogeneidad horizontal y vertical		X	X
Estructurales*	Estratos de vegetación		X	X
	Estructura y materia orgánica del suelo		X	X
	Estructura de edades de arbolado		X	X
	Presencia de madera muerta		x	X
	Presencia de claros			X
Funcionales*	Diversidad de rasgos en plantas (tipos funcionales, tamaño foliar, tamaño de semilla, etc.)		X	X
	Actividad de dispersión de semillas (zoocoria)		X	X
	Actividad de polinización entomófila		X	X
	Bancos de plantones y brinzales de regeneración espontánea		X	X
	Tasa de descomposición de hojarasca arbórea		X	X

* Valores óptimos a establecer a partir de ecosistemas de referencia.

Tabla I. Parámetros de evaluación del éxito de los proyectos de restauración del BTC, establecidos para cubrir distintos criterios y ser estimados en distintas fases temporales.

Agradecimientos

Esta contribución ha recibido apoyo de la Ayuda para Grupos de Investigación de Organismos del Principado de Asturias AYUD/2021/51261 (FICYT/FEDER).



Figura VI. Hayedo con alta densidad de arbolado joven y dosel cerrado, donde se pueden realizar acciones de aumento de la heterogeneidad interna como la generación de claros. Autor: Alfredo González Nicieza.

Bibliografía

- Ameztegui, A. *et al.* (2021) Forest expansion in mountain protected areas: Trends and consequences for the landscape, *Landscape and Urban Planning*, 216, 104240.
- Blanco-Fontao, B., Quevedo, M. y Obeso, J.R. (2011) Abandonment of traditional uses in mountain areas: typological thinking versus hard data in the Cantabrian Mountains (NW Spain), *Biodiversity and Conservation*, 20, pp. 1133-1140.
- Blandino, C. *et al.* (2022) Regeneration from seed in herbaceous understorey of ancient woodlands of temperate Europe, *Annals of Botany*, 129, pp. 761-774.
- Bustamante-Sánchez, M.A. y Armesto, J.J. (2012) Seed limitation during early forest succession in a rural landscape on Chiloé Island, Chile: implications for temperate forest restoration, *Journal of Applied Ecology*, 49, pp. 1103-1112.
- Celaya, R. *et al.* (2022) Livestock Management for the Delivery of Ecosystem Services in Fire-Prone Shrublands of Atlantic Iberia, *Sustainability*, 14, 2775.
- Corbin, J.D. y Holl, K.D. (2012) Applied nucleation as a forest restoration strategy, *Forest Ecology and Management*, 265, pp. 37-46.
- Chacoff, N.P., García, D. y Obeso, J.R. (2008) Effects of pollen quality and quantity on pollen limitation in *Crataegus monogyna* (Rosaceae) in NW Spain, *Flora*, 203, pp. 499-507.
- Chazdon, R.L. y Guariguata, M. R. (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges, *Biotropica*, 48, pp. 716-730.
- García, D. y Obeso, J.R. (2003) Facilitation by herbivore-mediated nurse plants in a threatened tree, *Taxus baccata*: local effects and landscape level consistency, *Ecography*, 26, pp. 739-750.
- García, D. *et al.* (2005) Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain), *Forest Ecology and Management*, 208, pp. 29-43.
- García, D. *et al.* (2013) Functional heterogeneity in a plant–frugivore assemblage enhances seed dispersal resilience to habitat loss, *Ecography*, 36, pp. 197-208.
- García, D., Obeso, J.R. y Martínez, I. (2005) Rodent seed predation promotes differential recruitment among bird-dispersed trees in temperate secondary forests, *Oecologia*, 144, pp. 435-446.
- García, D., Zamora, R. y Amico, G.C. (2010) Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes, *Conservation Biology*, 24, pp. 1070-1079.
- Gondard, H. *et al.* (2003) Plant functional types: a promising tool for management and restoration of degraded lands, *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 223-234.
- Grime, J.P. y Jeffrey, D.W. (1965) Seedling establishment in vertical gradients of sunlight, *Journal of Ecology*, 53, pp. 621-642.
- Herrera, J.M. y García, D. (2009) The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad, *Biological Conservation*, 142, pp. 149-158.
- IEPBN (2020) Informe sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en España a 2020. Ministerio para la Transición ecológica y el reto demográfico. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-espanol-patrimonio-natural-biodiv/informe-anual/Informe_2020_IEPNB.aspx
- Jiménez-Alfaro, B. *et al.* (2018) History and environment shape species pools and community diversity in European beech forests, *Nature Ecology and Evolution*, 2, pp. 483-490.
- Keith, D.A. *et al.* (2020) T2.2 Deciduous temperate forests. En: Keith, D.A. *et al.* Eds. *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Kunstler, G. *et al.* (2007) *Fagus sylvatica* L. recruitment across a fragmented Mediterranean landscape, importance of long distance effective dispersal, abiotic conditions and biotic interactions, *Diversity and Distributions*, 13, pp. 99-807.
- Ladouceur, E. *et al.* (2018) Native Seed Supply and the Restoration Species Pool. *Conservation Letters*, 11, e12381.
- Ladouceur, E. *et al.* (2022) An objective-based prioritization approach to support trophic complexity through ecological restoration species mixes, *Journal of Applied Ecology*, 59, pp. 394-407.
- Lasanta-Martínez, T., Vicente-Serrano, S.M. y Cuadrat-Prats, J.M. (2005) Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees, *Applied Geography*, 25, pp. 47-65.
- Laughlin, D.C. *et al.* (2017) The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? *Journal of Applied Ecology*, 54, pp. 1058-1069.
- Lewandowski, P., Przepióra, F. y Ciach, M. (2021) Single dead trees matter: Small-scale canopy gaps increase the species richness, diversity and abundance of birds breeding in a temperate deciduous forest, *Forest Ecology and Management*, 481, 118693.
- Martínez, D. y García, D. (2017) Role of avian seed dispersers in tree recruitment in woodland pastures. *Ecosystems*, 20, pp. 616-629.
- Muler, A.L. *et al.* (2018) Using a functional ecology approach to assist plant selection for restoration of Mediterranean woodlands. *Forest Ecology and Management*, 424, pp. 1-10.
- Navarro, L.M. y Pereira, H.M. (2012) Rewilding abandoned landscapes in Europe, *Ecosystems*, 15, pp. 900-912.
- Olson, D.M. *et al.* (2001) Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity, *BioScience*, 51, pp. 933-938.
- Rey-Benayas, J.M., Bullock, J.M. y Newton, A.C. (2008) Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, pp. 329-336.
- Ruiz-Jaén, M.C. y Mitchell Aide, T. (2005) Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13, pp. 569-577.
- Rumeu, B. *et al.* (2020) Frugivore species maintain their structural role in the trophic and spatial networks of seed dispersal interactions, *Journal of Animal Ecology*, 89, pp. 2168-2180.
- Sabatini, F.M. *et al.* (2018) Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24, pp. 1426-1439.
- Stanturf, J.A., Palik, B.J. y Dumroese, R.K. (2014) Contemporary forest restoration: a review emphasizing function, *Forest Ecology and Management*, 331, pp. 292-323.
- Vila-Viçosa, C. *et al.* (2020) Late Quaternary range shifts of marcescent oaks unveil the dynamics of a major biogeographic transition in southern Europe, *Scientific Reports*, 10, 21598.



6. Bloque temático

Pastos y matorrales atlánticos

Rosa María Canals Tresserras¹

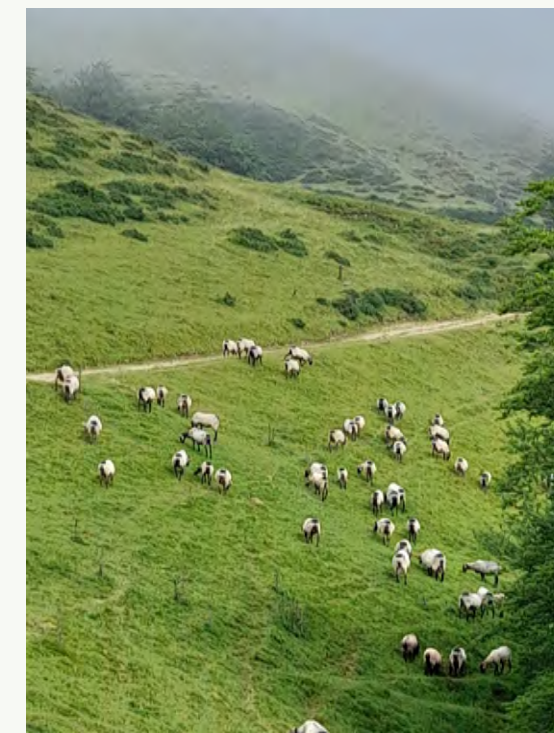
¹ Universidad Pública de Navarra.

1. Ámbito del bloque temático

El ámbito de este bloque temático corresponde a la región biogeográfica eu-siberiana, que engloba el norte y noroeste peninsular: Galicia (excepto su extremo sudeste), la cornisa cantábrica y los Pirineos (a excepción de su sector oriental). En esta región se diferencian tres provincias biogeográficas (pirenaica, cántabro-atlántica y orocantábrica) y cuatro pisos altitudinales (colino, montano, subalpino y alpino). Las cubiertas arbóreas naturales dominantes son los bosques caducifolios de haya (*Fagus sylvatica*) y robles (*Quercus robur*, *Q. petraea*, *Q. pyrenaica* y *Q. faginea* en zonas de transición) en los pisos colino y montano y los abetales (*Abies alba*) y pinares (*Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. uncinata*,) en el piso montano y subalpino, aunque existen muchas otras especies arbóreas presentes constituyendo distintos tipos de bosques mixtos.

Las cubiertas de pastos y matorrales son muy diversas. Los terrenos con un componente arbustivo importante ocupan gran parte del territorio y están representados por formaciones donde los brezos suelen tener una elevada representación por su buena adaptación al clima atlántico y a los sustratos pobres en nutrientes y de elevada acidez. Los brezales ibéricos representan una cuarta parte del recubrimiento total de los brezales europeos (Rosa-García *et al.*, 2013) y las especies de brezo más comunes son *Erica australis*, *E. arborea*, *E. tetralix*, *E. vagans*, *E. cinerea*, *E. ciliaris*, *E. mackaiana*, *Calluna vulgaris* y *Daboecia cantabrica*, acompañando en determinados ambientes otras especies de ericáceas como el arándano (*Vaccinium myrtillus*) y la gayuba (*Arctostaphylos uva-ursi*). También son frecuentes comunidades dominadas por arbustos de la familia de las leguminosas como los argomales (*Ulex galii*, *Ulex europaeus*), los retamares (*Genista anglica*, *Chamaespartium tridentatum*) y los piornales (*Cytisus cantabricus*, *C. scoparius*, *C. multiflorus*). En la provincia pirenaica son comunes especies como el boj (*Buxus sempervirens*), el enebro (*Juniperus comunis*), el erizón (*Echinopartum horridum*) y el rododendro (*Rhododendron ferrugineum*), entre otros, cuya distribución está muy ligada al sustrato, a la continentalidad del clima y a la altitud. En toda la región eurosiberiana son frecuentes los helechales de *Pteridium aquilinum*, que se desarrollan hasta el límite del piso subalpino (Peralta *et al.*, 2013).

En las cubiertas vegetales de predominio herbáceo, la composición botánica es también muy diversa, dominando especies de gramíneas perennes de diversos géneros (como *Festuca sp.*, *Agrostis sp.* y *Bromus sp.*) y, en menor proporción, especies de otras familias (leguminosas, compuestas, crucíferas, etc.). Según Ferrer, San Miguel y Olea (2001), entre los pastos herbáceos espontáneos diferenciamos los prados (vegetación con componente herbáceo dominante que no se agosta en verano), los pastos de puerto (pastos herbáceos del piso altimonta-



➤ **Figura 1.** Imagen superior: comunidad de pasto-matorral en los puertos de altitud del valle de Roncal. **Autora:** Rosa María Canals. Imagen inferior izquierda: mosaico de pasto y hayedo en el monte la Cuestión, Lizarzoia, selva de Irati. **Autora:** Rosa María Canals. Imagen inferior derecha: pastoreo de ovejas latxas en el monte Saioa, valle de Baztán. **Autor:** Juan Pablo Rebolé.

no, subalpino y alpino que son utilizados por ganado en los meses estivales) y, en las áreas de influencia mediterránea, los pastizales (vegetación con componente herbáceo dominante que se agosta en verano). También es común clasificar los pastos en función de las condiciones ambientales (de suelos, de clima, de manejo) en las que se desarrollan. De este modo, denominamos pastos quionófilos (de alta montaña), pastos calcícolas (de sustratos carbonatados), pastos acidófilos (de sustratos ácidos), pastos parameros (de ambientes continentales y ventosos), pastos xerófilos (de ambientes secos) y pastos nitrófilos (de suelos enriquecidos en nitrógeno), entre otros.

La diversidad de especies vegetales que puede acoger una superficie de pasto atlántico (20-25 especies/m² y 55-60 especies/100 m² [Canals y Sebastià, 2000]) difícilmente es superada por cualquier otro tipo de bioma terrestre. También son hábitats que acogen flora catalogada y son a menudo zona de cría de avifauna protegida como la perdiz pardilla (*Perdix perdix*) o la perdiz nival (*Lagopus muta*), entre otras, y de anfibios endémicos de ambientes abiertos como el lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*), el tritón pirenaico (*Calotriton asper*) o la rana pirenaica (*Rana pirenaica*), por citar algunos ejemplos. Muchas comunidades de pastos y matorrales atlánticos son hábitats de interés y prioritarios según la Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitats), y constituyen parte importante de espacios protegidos, por legislación nacional (espacios naturales protegidos [ENP]), europea (lugares propuestos de importancia comunitaria [LIC] y zonas de especial conservación [ZEC]) y/o mundial (Reservas de la Biosfera). La **tabla I** resume los principales hábitats de interés y prioritarios característicos de la región templada de la península ibérica.

Tipo de comunidad	Denominación
Matorrales	4010. Brezales turbícolas atlánticos con esfagnos
	4020. Brezales higrófilos atlánticos meridionales
	4030. Brezales atlánticos y mediterráneos
	4040. Brezales secos atlánticos costeros
	4060. Matorrales alpinos y boreales
	5110. Bojerales permanentes
Pastizales	5130. Enebrales de enebro común
	6140. Pastizales silícícolas pirenaicos
	6170. Pastizales calcícolas vivaces de alta montaña
	6210. Pastizales mesoxerófilos calcícolas
	6230. Cerrillares pirenaicos y pastos acidófilos atlánticos
	6410. Prados con Molinia sobre suelos calcáreos o turbosos
	6430. Megaforbios eútrofos higrófilos
	6510. Prados de siega de baja altitud
6520. Prados de siega de montaña	

Tabla I. Principales comunidades de pastos y matorrales presentes en ambientes atlánticos identificados en el anexo I de la Directiva Hábitats. **Fuente:** MITECO.

2. Ecología de los pastos y matorrales atlánticos

Los pastos y matorrales atlánticos se asientan mayoritariamente sobre suelos ácidos, lavados y pobres en nutrientes, ligados a sustratos de distinto tipo (graníticos, silíceos, calizos).

Tradicionalmente se han considerado etapas de transición hacia sistemas forestales arbolados y, por lo tanto, se les ha otorgado un menor valor ambiental. Sin embargo, estas ideas están siendo rotundamente rebatidas en las últimas décadas por la comunidad científica. Los pastos y matorrales abiertos se consideran hoy en día sistemas estables constituidos por especies tolerantes a la luz (a diferencia de los sistemas forestales arbolados donde dominan las especies de sombra), cuya existencia y estabilidad temporal está ligada a la ocurrencia de procesos que controlan el crecimiento de la vegetación y que reducen las acumulaciones de biomasa, principalmente el herbivorismo y el fuego (Pausas y Bond, 2020). Las gramíneas, constituyente dominante de la composición botánica de los pastos, se originaron al final del Cretácico (hace unos 65 millones de años), y su desarrollo está ligado al del herbívoro, presentando estructuras de tolerancia y mecanismos de crecimiento tras una defoliación que supusieron una auténtica revolución en el mundo vegetal.

Se deduce de lo anterior que la existencia y persistencia de comunidades de pasto-matorral atlántico está estrechamente ligada al régimen de perturbaciones naturales (fuego, herbivorismo) y de origen antropogénico (quemadas, rozas, pastoreo) al que han sido sometidas desde tiempos prehistóricos (Lozny, 2013). Aunque en ambientes muy limitantes (suelos esqueléticos, suelos turbosos, zonas de altitud, climas extremos, etc.) su persistencia puede estar más ligada a las restricciones que impone el ambiente para el desarrollo de una cubierta arbolada (bosque). En estas situaciones, los pastos y matorrales se asientan en lugares donde sería inviable el desarrollo de otro tipo de vegetación, con la protección y enriquecimiento del suelo que supone su presencia. Bajo los arbustos pueden crearse auténticas «islas de fertilidad» por la acumulación de materia orgánica y por su efecto de bombeo de nutrientes desde capas más profundas del suelo. Estas islas suponen una heterogeneidad de recursos nutricionales que son especialmente importantes cuando las condiciones ambientales son limitantes.

3. Servicios ecosistémicos de los pastos y matorrales atlánticos

Muchos estudios coinciden en señalar los pastos y matorrales como los hábitats terrestres que acogen una mayor multifuncionalidad de servicios ecosistémicos (Sebastià *et al.*, 2012; Ritcher *et al.*, 2021). En la **tabla II** se enumeran los principales servicios ecosistémicos vinculados a ellos:

Tipo de servicio	Descripción
Soporte	Biodiversidad vegetal
	Formación de suelo
	Hábitat/refugio de especies animales (mamíferos, aves, anfibios, artrópodos)
Aprovisionamiento	Alimentación de herbívoros salvajes y domésticos
	Polinización y producción de miel
	Provisión de plantas medicinales y con otros usos
	Provisión de leñas y combustible
Regulación	Fijación y sumidero de carbono
	Control de la erosión y de la pérdida del suelo
	Conservación e incremento de la fertilidad del suelo
	Regulación del ciclo del agua y reducción de daños ante avenidas
	Control de combustibles y protección contra incendios de gran magnitud
Cultural	Control biológico de enfermedades y plagas
	Valor estético y espiritual
	Valor recreativo
	Patrimonio cultural y arraigo social

Tabla II. Principales servicios ecosistémicos aportados por los pastos y matorrales templados. **Fuente:** Adaptado de Ritcher *et al.* (2021).

4. Principales causas de degradación de los pastos y matorrales atlánticos

En estas comunidades naturales abiertas, tanto el abandono de las prácticas tradicionales sostenibles como la intensificación o la eutrofización de las superficies pueden conducir a la degradación de estas. Actualmente conviven estas dos situaciones extremas debido al declive de la ganadería extensiva en las áreas más desfavorecidas y a la intensificación a la que se ven sometidas las superficies más favorecidas. A continuación, vemos este aspecto en detalle.

Abandono o reducción del herbivorismo pastoreador. En el Neolítico (hace 9.000 años), se produjo la progresiva domesticación de mamíferos ungulados especializados en el consumo de pastos como el uro (*Bos primigenius primigenius*), el muflón (*Ovis orientalis*) y la cabra salvaje (*Capra aegagrus*). La domesticación fue selectiva, se centró en los herbívoros pastoreadores, es decir, aquellos que presentan una morfología y fisiología digestiva adaptada al consumo preferente de especies herbáceas, desarrolladas en ecosistemas abiertos (a diferencia de los herbívoros ramoneadores, especializados en el consumo de las partes más tiernas de las especies leñosas [Clauss, Kaiser y Hummel, 2008]). Previsiblemente, esta domesticación selectiva fue facilitada por el hecho de que los herbívoros pastoreadores son fácilmente visibles (por pastar en espacios abiertos), tienen comportamientos gregarios (viven en manadas) y realizan desplazamientos predecibles (siguiendo la estacionalidad productiva de los pastos). Al extinguirse sus ancestros salvajes, estas especies domesticadas asumieron el rol ambiental ejercido por sus antepasados. Durante estos últimos milenios, la ganadería

extensiva ha sido el factor estructurador que ha mantenido los ecosistemas abiertos de pasto y matorral (Sebastià *et al.*, 2008), y las técnicas ancestrales utilizadas por pastores y ganaderos han ayudado a perpetuar estos paisajes en mosaico ligados al pastoreo (quemadas pastorales, siegas). La disminución de los censos de rumiantes (ovino, vacuno, caprino) que se ha producido en las últimas décadas debido a la fragilidad de los sistemas extensivos (Caballero, Gil y Fernández-Santos, 2008), unido a la implantación de sistemas de producción animal basados en la estabulación parcial (ganadería semiintensiva) o completa (ganadería intensiva) de los herbívoros, ha conducido a la pérdida histórica del papel de estos como mantenedores de paisajes y ecosistemas abiertos y a un incremento de las cubiertas lignificadas (matorralización y forestación), creando paisajes más homogéneos. Si estas formas tradicionales de producción de alimentos de origen animal se reducen, deberán aplicarse prácticas similares con fines de conservación y de restauración en áreas de alto valor natural, tratando de emular el régimen de perturbaciones que permitió la creación y perpetuación de estos ecosistemas abiertos (Fühlendorf *et al.*, 2009; Canals, 2019).

Desacoplamiento de prácticas tradicionales que emulan el régimen natural de fuego/herbivorismo. En algunas situaciones, la falta de animales pastoreadores se compensa con un uso recurrente del fuego para controlar la vegetación no pastada. Cuando estas dos perturbaciones clave en el mantenimiento de estos ecosistemas, herbivorismo y fuego, cambian su régimen ancestral y se desacoplan, se produce una degradación de los ecosistemas originales. Se desarrollan cubiertas vegetales dominadas por especies muy tolerantes al fuego y poco palatables para los animales. Algunos ejemplos son los densos argomales (*Ulex spp.*), lastonares (*Brachypodium rupestre*) o helechales (*Pteridium aquilinum*) que se observan en ambientes atlánticos favorecidos por la recurrencia del fuego (**figura II**). Estas superficies invadidas por especies *nativas* resultan de muy difícil restauración debido a los mecanismos de retroalimentación que desarrollan para autopetruarse (densos entramados radicales subterráneos, procesos alelopáticos, eficaces sistemas de regeneración tras el paso del fuego, etc.). (Canals *et al.*, 2017; Millingan *et al.*, 2018). Como ejemplo, la argoma es una leguminosa capaz de fijar nitrógeno atmosférico en sus raíces, principal nutriente para el crecimiento vegetal y, en el caso del helecho, se ha demostrado su capacidad para promover procesos que incrementan los contenidos de nitrato en el suelo favoreciendo su propio crecimiento (...). (Bardon *et al.*, 2018).

Intensificación de los usos y eutrofización ambiental. La roturación del suelo y la conversión de pastos y matorrales naturales en superficies agrícolas o en plantaciones forestales allí donde las condiciones son más favorables para la intensificación (por accesos, cercanía a núcleos habitados, características topográficas, etc.), y los procesos de eutrofización ligados a la deposición de nitrógeno atmosférico y el consecuente enriquecimiento de los suelos, son causas de degradación de pastos y matorrales naturales. Los procesos de eutrofización han sido detalladamente descritos en los brezales del norte de Europa, y conducen a la expansión y dominancia de gramíneas altas (*tallgrasses*) muy productivas, pero poco palatables para los herbívoros, que disminuyen la biodiversidad del pasto. La restauración de estos ecosistemas eutrofizados es compleja mientras no desaparezcan los factores causantes de la degradación (Bobbink *et al.*, 2010).



➤ **Figura II.** Comunidades degradadas, con dominancia de i) *Ulex gallii*, ii) *Pteridium aquilinum* y iii) *Brachypodium rupestre*. Fotografías de la montaña pirenaica occidental de Navarra y de la costa oriental del País Vasco.
Autora: Rosa M. Canals.

5. Modelos de restauración de los pastos y matorrales atlánticos

La restauración de ecosistemas abiertos de pasto y matorral es imprescindible para mantener paisajes en mosaico, diversos y funcionales, resilientes al cambio climático y a los riesgos asociados al mismo (como la ocurrencia de incendios forestales de gran magnitud). Las actuaciones que se describen en este apartado deben ir ligadas a estrategias de valorización económica que permitan garantizar la viabilidad de las actuaciones en el medio y largo plazo, con apoyo complementario de líneas de financiación públicas (locales, regionales, nacionales, europeas) y/o privadas (asociaciones de propietarios, empresas, fundaciones, etc.). La rentabilidad de la empresa ganadera puede estar ligada al propio producto animal (sellos de calidad de los alimentos, valorización de subproductos animales, fortalecimiento de los mercados locales, etc.) y/o al servicio ambiental prestado (p. ej., empresas de pastoreo con fines ambientales y de gestión de combustibles). Sin embargo, todas estas posibilidades de valorización a nivel de empresa deben ir acompañadas de actuaciones más generales que frenen la despoblación rural (mejora de la calidad de servicios básicos como sanidad, educación, comunicaciones,...), faciliten la incorporación de jóvenes al sector primario, y modernicen las prácticas de ganadería extensiva (a menudo se ha confundido su modernización con su intensificación) con la incorporación de nuevas tecnologías para la gestión pastoral (como los GPS y los vallados virtuales), la formación profesional continua y el acompañamiento y asesoramiento científico-técnico, entre otros.

En áreas abandonadas, la realización de prácticas iniciales de reducción de biomasa es un paso previo a la entrada de los animales. La elección de prácticas de **quemados controlados** o de **desbroces mecánicos** depende de la accesibilidad a la zona de actuación, de las características del terreno, de los condicionantes climáticos, del nivel de preparación profesional, del coste de la práctica y de aspectos regulativos. En algunas regiones españolas existen planes plurianuales de desbroces mecánicos gestionados desde la administración regional (Lasanta *et al.*, 2022). En otras, existe una tradición del uso del fuego controlado asociado a la actividad pastoral (San Emeterio *et al.*, 2016), aunque por la dificultad de realizar quemados seguros en un escenario de cambio global (vegetación más estresada, mayores acumulaciones de combustible) y la necesidad de tener personal capacitado para ello (en muchas regiones se ha perdido la tradición de quemar y no existe personal preparado en el uso del fuego), junto a otros factores de riesgo (mayor presencia humana, interfaz urbano-forestal), se hace preciso regular y modernizar la práctica, sin que ello signifique su prohibición (MITECO, 2021). En el uso del fuego, establecer las medidas preventivas que deben llevarse a cabo antes de cada quema para reducir el riesgo, protocolizar la práctica y mante-

ner cuadrillas mixtas (bomberos, ganaderos, pastores, guardas), formadas en el uso del fuego controlado, es una tarea pendiente en muchas regiones de nuestro país, aunque en otros se aplican desde hace tiempo (Métaillé, 2003; Twidwell *et al.*, 2013).

Una vez realizada una primera reducción de la biomasa, el pastoreo es la herramienta que consolida las comunidades de pasto-matorral y favorece la heterogeneidad en el paisaje. Para cumplir los objetivos de un pastoreo ambiental este debe planificarse convenientemente. Deben elegirse los herbívoros adecuados para llevarlo a cabo (especies, razas y estados fisiológicos) y establecer un **plan de gestión pastoral** a varios años vista que establezca el número de animales, las cargas ganaderas, el tipo de pastoreo que se llevará a cabo y las premisas que marcarán los movimientos del ganado en el espacio y en el tiempo según su condición corporal y el estado de la vegetación (pastoreo guiado con un fin ambiental). Este plan debe contar con las infraestructuras necesarias para llevarlo a cabo (puntos de abrevada, cercas móviles, accesos, etc.); el uso de tecnología para facilitar el seguimiento y el control de los animales (collares GPS, vallados virtuales, etc.); y contemplar el suministro de complementos forrajeros y de áreas de pasto mejorado cercanas que aseguren la satisfacción de las necesidades nutricionales de los animales, partiendo de la premisa de que una superficie en proceso de restauración no reúne *per se* el alimento suficiente para alimentar al herbívoro. Este plan debe ser flexible y ajustarse continuamente según los resultados de cada temporada de pastoreo.

La elección de la especie de herbívoro es clave, tanto porque condiciona su capacidad para ingerir forraje como su talento selectivo y su comportamiento en pastoreo. El tamaño del cuerpo del herbívoro guarda una relación directa con su capacidad de ingesta. Un animal pequeño responde mejor a ofertas forrajeras limitadas, por lo que en ambientes mediterráneos el caprino y el ovino son más adecuados, mientras que en templados podrán plantearse distintas opciones. Es conveniente elegir animales en estados fisiológicos de bajos requerimientos (p. ej., hembras vacías) y de elevada rusticidad (se presume de las razas autóctonas una mejor adaptación a las condiciones locales de clima, relieve y tipo de pasto). Dado que no todas las plantas son igual de digestibles y palatables para todos los herbívoros, cada especie animal ocasiona una defoliación selectiva de la vegetación que afecta la estructura del dosel vegetal y a su composición botánica en el medio plazo.

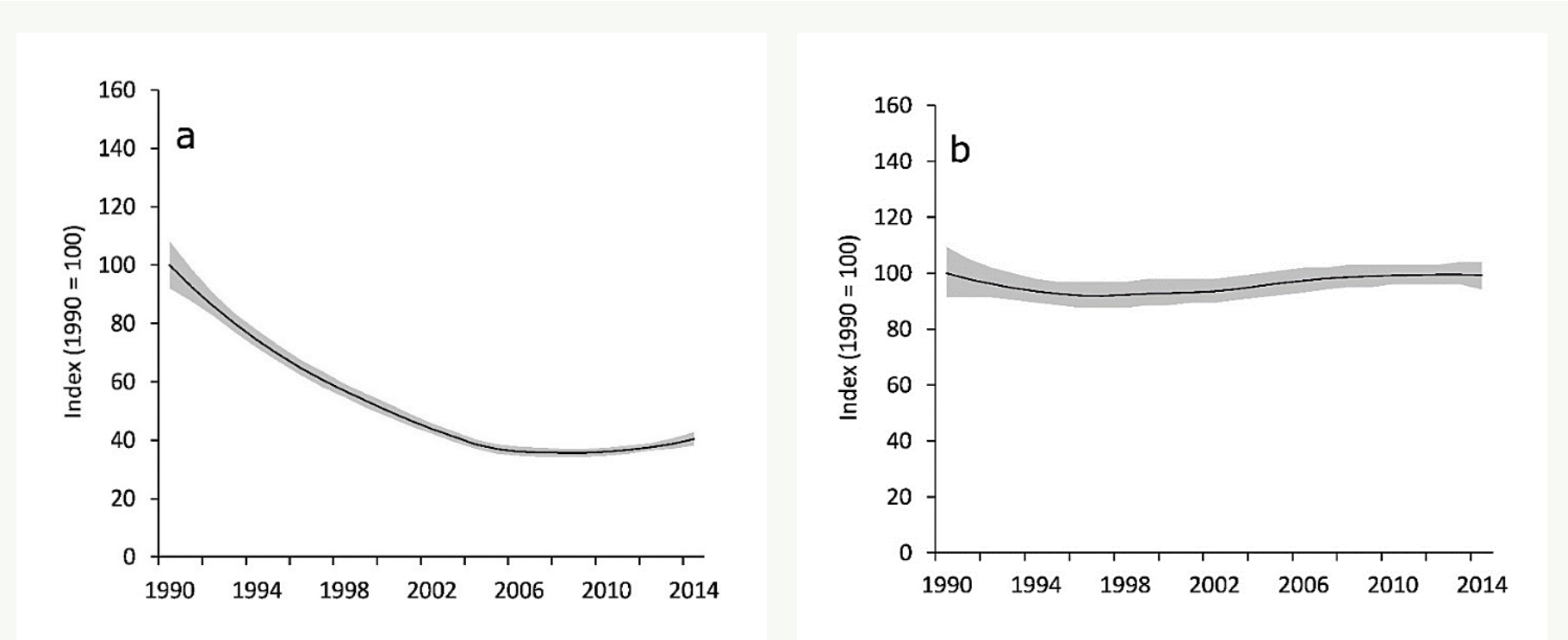
El **ovino** consume preferentemente pasto herbáceo y tiene una alta capacidad selectiva. Aunque es poco eficiente en el control inicial del matorral en zonas atlánticas, en etapas más avanzadas de la restauración favorece el establecimiento de una cubierta encespedante, por lo que resulta muy adecuado en pastoreos mixtos tardíos (más de una especie ganadera en un mismo espacio y tiempo) o en pastoreos secuenciales (el ovino sucede a otra especie ganadera

en el pastoreo de una misma superficie) (Jáuregui *et al.*, 2009). En cuanto al **caprino**, los matorrales constituyen la mayor parte de su dieta, controlando el rebrote leñoso de forma eficiente, por lo que es una especie muy recomendada para pastoreos mixtos con ovino y vacuno (Celaya *et al.*, 2007). El consumo de matorrales, y de brezo en particular, se relaciona con un efecto antihelmíntico en el animal y con una mayor eficiencia de la fermentación ruminal debido al consumo de taninos.

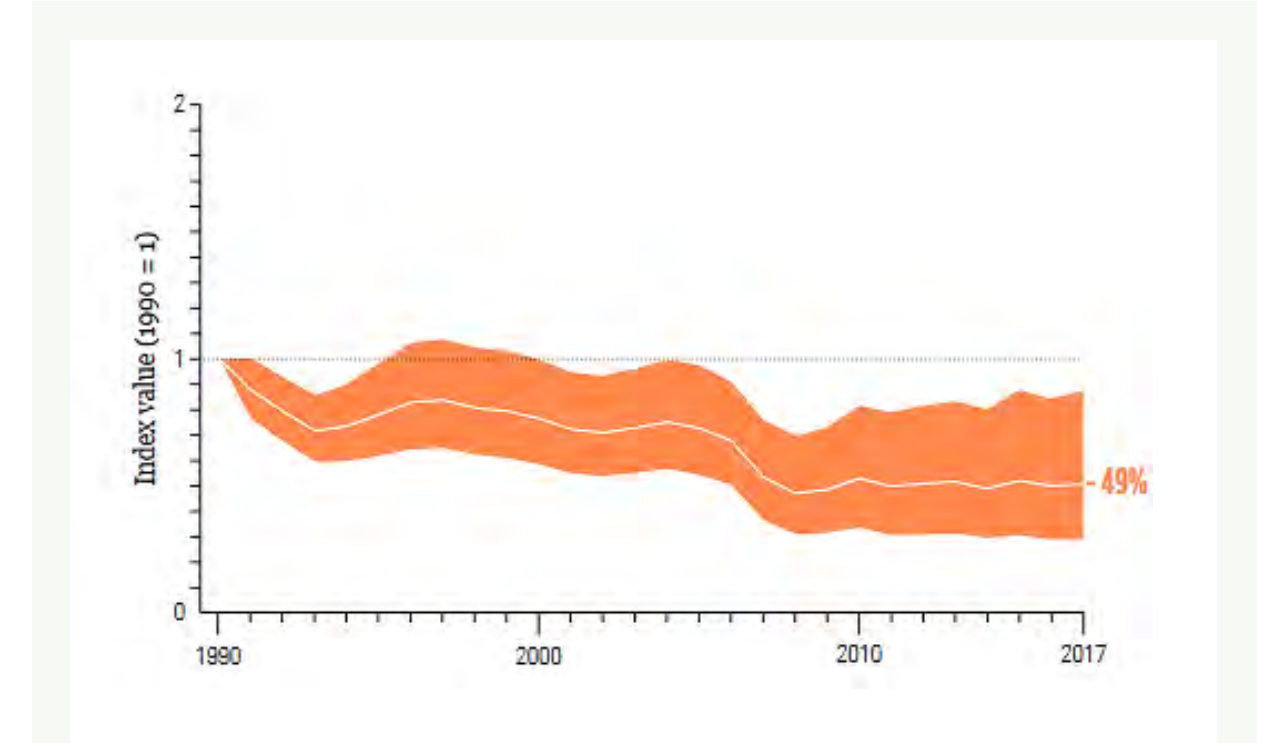
En **vacuno**, la disponibilidad de hierba determina el consumo de matorral dado que su dieta es preferentemente herbácea. Según Celaya *et al.* (2008), cuando la altura del pasto herbáceo es inferior a 5 cm, el brezo puede suponer el 15 % de su dieta y los brotes tiernos de argoma cerca del 10 %. Aunque el vacuno mantiene rendimientos aceptables cuando dispone de pastos de calidad, si la altura de la hierba disminuye por debajo de 4 cm, su rendimiento se ve más mermado que en otros rumiantes de menor tamaño. Por ser una especie menos selectiva que el ovino, su pastoreo es más eficaz para el control de gramíneas poco digestibles y en expansión, como *Deschampsia flexuosa*, *Nardus stricta* y *Molinia caerulea* (Welch, 1986). Finalmente, debido a su peso y tamaño, el vacuno puede ocasionar daños a los arbustos por pisoteo, lo que puede ayudar a reducir el rebrote leñoso.

La fisiología digestiva del **equino** —cecal en lugar de rumiante— favorece una alta voracidad y capacidad de ingestión de forraje, por lo que es un animal muy adecuado en prácticas de biodesbroce en zonas atlánticas (Canals *et al.*, 2022). Su facilidad de movimiento le permite hacer un uso extensivo de distintos recursos y, gracias a su rusticidad, puede dilatar la temporada de pastoreo más que otros herbívoros. Se trata, sin embargo, de un animal selectivo, que consume más pasto herbáceo y menos brezo que el vacuno (aunque sí ingiere argoma [Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2012]), y cuya capacidad para pastar cerca del suelo puede ocasionar calvas en el mismo en condiciones de sobrepastoreo (Osoro *et al.*, 2005). Dado su tamaño y peso corporal, los daños producidos por pisoteo son importantes y ayudan en el control del matorral tanto o más que la propia defoliación.

En el caso particular de los helechales, el helecho es una especie que no puede ser controlada mediante pastoreo porque contiene el alcaloide pteridina, que produce hemorragias internas en el herbívoro, y la enzima tiaminasa, que destruye sus reservas de vitamina B1. En este caso, las prácticas testadas más eficientes son las que combinan 2-3 siegas al año (durante varios años) de las frondas de helecho para agotar las reservas de su rizoma. Conforme va disminuyendo la cobertura de helecho, la presencia de pastoreo de ovino mejora el desarrollo del pasto herbáceo y consolida el proceso de restauración (Milligan *et al.*, 2016). Estudios en el norte de Europa indican también que algunas razas de ovino muestran tolerancia al consumo de helecho (Gallet y Roze, 2001).



➤ **Figura III.** Índice Planeta Vivo (\pm 95 % intervalo de confianza) calculado para 361 especies animales en diferentes hábitats templados europeos (Holanda). a) Biomás abiertos de pasto y matorral ($n = 46$ especies) y b) Bosques ($n = 36$ especies). Fuente: Van Strien et al., 2016.



➤ **Figura IV.** Índice Planeta Vivo para mariposas europeas de hábitats abiertos. Fuente: WWF (2020).

6. Indicadores útiles para desarrollar una gestión adaptativa

En este apartado, diferenciamos los indicadores utilizados para valorar la recuperación de los servicios ecosistémicos (en particular la biodiversidad) ligados a la restauración del espacio abierto, de los indicadores utilizados para determinar la efectividad en el control de la matorralización. En el primer caso, los indicadores se centran en el estudio de la riqueza de especies características del espacio abierto, vegetales (arbustos y herbáceas) o animales (artrópodos y aves principalmente). La **figura III** ilustra la pérdida de riqueza de especies animales características de ecosistemas abiertos de pasto-matorral y de ecosistemas forestales arbolados en el periodo 1990-2014 en Holanda (según el índice Planeta Vivo, véase la metodología en Loh *et al.* [2005]). Se observa la impactante pérdida de especies características de espacios abiertos tras 25 años de abandono de las superficies de pasto-matorral o de reconversión a terrenos agrícolas.

A menudo, los indicadores se centran en un grupo de organismos determinado. Entre los artrópodos, las mariposas son el grupo de insectos más utilizado como indicador, dado que sus poblaciones, sensibles a los cambios ambientales, son fáciles de monitorizar por su actividad diurna y resultan de sencilla identificación. La **figura IV** recoge la evolución de 17 poblaciones de mariposas diurnas en áreas de pasto-matorral de 18 países europeos en el periodo 1990-2017. La abundancia de las especies características de comunidades de pasto-matorral ha descendido un 49 % de promedio en este periodo de tiempo.

Respecto al monitoreo del control de la matorralización, se ha demostrado que la determinación de la altura más frecuente (el estadístico moda) de los arbustos dominantes es una medida en campo rápida que permite estimar la eficiencia de las prácticas de reducción de matorral en áreas abandonadas de la montaña atlántica (en argomales [Múgica *et al.*, 2021]). Aunque existen otras medidas que se pueden tomar en campo (como la cobertura de arbustos o la riqueza de especies herbáceas) mediante la realización de transectos

e inventarios florísticos, se trata en general de prácticas más costosas en el tiempo y que requieren de personal formado y entrenado. A este respecto, particular mención merecen las herramientas de estimación del rebrote arbustivo desarrolladas por la Red de Áreas Pasto-Cortafuego de Andalucía (RAPCA) en ambientes mediterráneos para la gestión de los pagos a pastores, y que también podrían adaptarse a ambientes atlánticos (Varela *et al.*, 2018), existiendo ya algunas iniciativas en este sentido. Finalmente, en tiempos recientes las herramientas de teledetección, tanto satelitales como, sobre todo, las proporcionadas por sensores ubicados en vehículos no tripulados, son una herramienta muy útil para la estimación de la fitomasa arbustiva a partir de la determinación de fitovolumen. Estas técnicas aportan rapidez, objetividad y se antojan imprescindibles en áreas remotas, de topografía accidentada o de difícil acceso. En la actualidad se está trabajando en depurar estas técnicas de teledetección, que se enfrentan a desafíos relacionados con la heterogeneidad propia, espacial y temporal, de este tipo de comunidades vegetales y a la baja estatura de la cubierta herbácea.

Bibliografía

- Bardon, C. *et al.* (2018) Control of soil N cycle processes by *Pteridium aquilinum* and *Erica cinerea* in heathlands along a pH gradient, *Ecosphere*, 9, 02426.
- Bobbink, R. *et al.* (2010) Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis, *Ecological Applications*, 20, pp. 30-59.
- Caballero, R., Gil, A. y Fernández-Santos, X. (2008) An expert's survey on sustainability across twenty-seven extensive European systems of grassland management. *Environmental Management*, 42, pp. 190-199.
- Canals, R.M. y Sebastià M.T. (2000) Analyzing mechanisms regulating diversity in rangelands through comparative studies: a case in southwestern Pyrenees, *Biodiversity and Conservation*, 9, pp. 965-984.
- Canals R.M. *et al.* (2017) Plant-herbivory feedbacks and selective allocation of a toxic metal are behind the stability of degraded covers dominated by *Brachypodium pinnatum* in acidic soils, *Plant and Soil*, 415, pp. 373-386.
- Canals, R.M. (2019) Landscape in motion: revisiting the role of key disturbances in the preservation of mountain ecosystems, *Geographical Research Letters*, 45, pp. 515-531.
- Canals, R.M. *et al.* (2022) Recuperación de pastos mediante herbivorismo pírico: proyecto Open2preserve, *Navarra Agraria*, 250, pp. 35-39.
- Celaya, R. *et al.* (2007) Comparison of grazing behaviour, dietary overlap and performance in non-lactating domestic ruminants grazing on marginal heathlands areas, *Livestock Science*, 106, pp. 271-281.
- Celaya, R. *et al.* (2008). Grazing behaviour and performance of lactating suckler cows, ewes and goats on partially improved heathlands, *Animal*, 2, pp. 1818-1831.
- Clauss, M., Kaiser, T. y Hummel, J. (2008) The morphophysiological adaptations of browsing and grazing mammals. En: Gordon, I.J. *et al.* Ed. *The ecology of browsing and grazing*. Berlin: Springer, pp. 47-88.
- Ferrer, C., San Miguel, A. y Olea, L. (2001) Nomenclator básico de pastos de España, *Pastos*, 29, pp. 7-44.
- Fühlendorf, S.D. *et al.* (2009) Pyric herbivory: rewilding landscapes through the recoupling of fire and grazing, *Conservation Biology*, 23, pp. 588-598.
- Gallet, S. y Roze, F. (2001) Conservation of heathland by sheep grazing in Brittany (France): Importance of grazing period on dry and mesophilous heathlands, *Ecological Engineering*, 17, pp. 333-344.
- Jáuregui, B.M. *et al.* (2009) Sheep and goat grazing effects on three Atlantic heathland types, *Rangeland Ecology and Management*, 62, pp. 119-126.
- Lasanta, T. *et al.* (2022) An environmental management experience to control wildfires in the mid-mountain Mediterranean area: Shrub clearing to generate mosaic landscapes, *Land Use Policy*, 118, 106147.
- Loh, J. *et al.* (2005) The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Science*, 360, pp. 289-295.
- Lozny, L.R. Ed. (2013) Continuity and change in cultural adaptation in mountain environments. From prehistory to contemporary threats, *Studies in Human Ecology and Adaptation*, 7. New York: Springer Science.
- Métailié, J.P. (2003) Pastoralisme et environment, *Sud-Ouest Européen*, 16.
- Milligan, G. *et al.* (2016) The effectiveness of old and new strategies for the long-term control of *Pteridium aquilinum*, an 8-year test, *Weed Research*, 56, pp. 247-257.
- MITECO (2021) Recomendaciones técnicas para la gestión de quemas controladas y quemas prescritas. Comité de lucha contra incendios forestales. 34 pp. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/en/biodiversidad/temas/incendios-forestales>
- Múgica, L. *et al.* (2021) Decoupling of traditional burnings and grazing regimes alters plant diversity and dominant species competition in high-mountain grasslands, *Science of the Total Environment*, 790, 147917.
- Osoro, K. *et al.* (2005) *Manejo de los herbívoros domésticos para la biodiversificación y el desarrollo rural sostenible*. En: Osoro, K., Argamenteira, A., Larraceleta, A. Eds. *Producciones agroganaderas: gestión eficiente y conservación del medio natural*. XLV Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, I. Gijón: SERIDA, pp. 45-71.
- Pausas, J. y Bond, W.J. (2020) Alternative biome states in terrestrial ecosystems, *Trends in Plant Science*, 25, pp. 250-263.
- Peralta, J. *et al.* (2013) *Manual de Hábitats de Navarra*. Gobierno de Navarra.
- Richer, F. *et al.* (2021) A guide to assess and value ecosystem services of grasslands, *Ecosystem Services*, 52, 101376.
- Rigueiro-Rodríguez, A. *et al.* (2012) Horse grazing systems: understory biomass and plant biodiversity of a *Pinus radiata* stand, *Scientia Agricola*, 69, pp. 38-46.
- Rosa-García, R. *et al.* (2013) Grazing land management and biodiversity in the Atlantic European heathlands: A review, *Agroforestry Systems*, 87, pp. 19-43.
- San Emeterio, L. *et al.* (2016) Sustainability of traditional pastoral fires in highlands under global change: Effects on soil function and nutrient cycling, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 235, pp. 155-163.
- Sebastià, M.T. *et al.* (2008) Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees, *Applied Vegetation Science*, 11, pp. 215-222.
- Sebastià, M.T. *et al.* (2012) Biodiversidad y servicios ecosistémicos en pastos: distribución y respuesta al cambio global. En: Canals, R.M. y San Emeterio, L. Eds. *Nuevos retos de la ganadería extensiva: un agente de conservación en peligro de extinción*. Pamplona: 51 Reunión Científica de la SEEP.
- Twidwell, D. *et al.* (2013) The rising Great Plains fire campaign: citizens' response to woody plant encroachment, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, pp. 64-71.
- Van Strien, A.J. *et al.* (2016) Modest recovery of biodiversity in a western European country: The Living Planet Index for the Netherlands, *Biological Conservation*, 200, pp. 44-50.
- Varela, E. *et al.* (2018) Payment for targeted grazing; integrating local shepherds into wildlife prevention, *Forests*, 9, p. 464.
- WWF (2020) *Living Planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss*. Almond REA, Grooten, M. y Petersen, T. Eds. Gland, Switzerland: WWF.
- Welch, D. (1986) Studies in the grazing of heather moorlands in north-east Scotland. Trends in *Nardus stricta* and other unpalatable graminoids, *Journal of Applied Ecology*, 23, pp. 1047-1058.



7. Bloque temático

Bosques mediterráneos

Julio M. Alcántara^{1,3}, Pedro J. Rey^{1,3} y Regino Zamora^{2,3}

¹ Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Jaén.

² Departamento de Ecología. Universidad de Granada.

³ Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía (IISTA).

1. Ámbito temático. Los bosques mediterráneos en la península ibérica

En términos biogeográficos, la región mediterránea ocupa la mayor parte de la península ibérica y Baleares, a excepción de las zonas más lluviosas del norte de Portugal, Galicia, las montañas del norte (cordillera Cantábrica y Pirineos) y algunos enclaves de los sistemas Central e Ibérico. La región mediterránea ocupa en España 38.823.500 ha. Alrededor del 28 % de esta superficie (10.724.738 ha) corresponde actualmente a bosques (Sainz-Ollero *et al.*, 2006), aunque estos podrían llegar a cubrir hasta el 90 % (Hernández, Romero y Asiaín, 2012).

El estado de conservación actual de los bosques mediterráneos de nuestro país dista mucho, con pocas excepciones, de ser óptimo, entendiendo este estado como una masa forestal rica en especies, con ejemplares de árboles de todas las edades (desde jóvenes plántulas hasta ejemplares viejos muertos y en proceso de descomposición) y con claros en el dosel que permiten la presencia de diversas especies de matorrales y arbustos. Históricamente, la relación del hombre con los bosques mediterráneos ha oscilado entre la sobreexplotación y el abandono. La sobreexplotación durante siglos ha dejado un legado profundo en estos bosques, que los ha empobrecido en especies y simplificado en su estructura (Barbero *et al.*, 1990), siendo las dehesas un ejemplo paradigmático. Aunque los bosques mediterráneos poseen una gran capacidad de recuperación (resiliencia) frente a las perturbaciones naturales, su estado de degradación es tal que esta capacidad se ve frecuentemente comprometida (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Lloret, 2012; Khoury y Coomes, 2020), por lo que el mero cese de sus usos tradicionales no basta para que se recuperen. De hecho, algunos cambios en el uso del territorio (p. ej., derivados de la despoblación del medio rural o de la intensificación agrícola) pueden incrementar la erosión y la frecuencia de incendios, dificultando el establecimiento de masas boscosas en favor de los matorrales (Baudena *et al.*, 2020). Por lo general, será necesaria una intervención para lograr una restauración satisfactoria del bosque.

Es muy frecuente hablar del bosque mediterráneo en términos abstractos, como si se tratara de un ecosistema nítidamente definido, caracterizado por un conjunto concreto, uniforme, de especies de plantas y animales. En la mayoría de las

Especie	Algunos nombres comunes	Tipo de hábitat de interés comunitario
<i>Abies pinsapo</i>	Pinsapo	Abetales de <i>Abies pinsapo</i> Boiss
<i>Ceratonia siliqua</i>	Algarrobo	Bosques de Olea y Ceratonia
<i>Juniperus thurifera</i>	Sabina albar	Bosques endémicos de <i>Juniperus spp.</i>
<i>Olea europea var. sylvestris</i>	Acebuches	Bosques de Olea y Ceratonia
<i>Pinus halepensis</i>	Pino carrasco	Pinares mediterráneos de pinos mesogeos endémicos
<i>Pinus nigra subsp. salzmannii</i>	Pino laricio o salgareño	Pinares (sud-) mediterráneos de <i>Pinus nigra</i> endémicos
<i>Pinus pinaster</i>	Pino resinero, rodeno o negral	Pinares mediterráneos de pinos mesogeos endémicos
<i>Pinus pinea</i>	Pino piñonero	Pinares mediterráneos de pinos mesogeos endémicos
<i>Quercus canariensis</i>	Quejigo andaluz	Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Quercus canariensis</i>
<i>Quercus faginea</i>	Quejigo	Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Quercus canariensis</i>
<i>Quercus ilex</i>	Encina, alsina	Encinares de <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Quercus pyrenaica</i>	Roble melojo, rebollo o carvallo	Robledales de <i>Quercus pyrenaica</i> y robledales de <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pyrenaica</i> del noroeste ibérico
<i>Quercus rotundifolia</i>	Encina, alsina	Encinares de <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Quercus suber</i>	Alcornoque	Alcornocales de <i>Quercus suber</i>

Tabla 1. Lista de las especies arbóreas más frecuentemente dominantes en bosques mediterráneos de la península ibérica y hábitats de interés comunitario (HIC) en los que es la especie característica (VV.AA., 2009).

ocasiones, se idealiza este ecosistema como un paisaje cubierto de encinas. Aunque el encinar es el tipo de bosque mediterráneo más representativo y extenso en la península ibérica, no es, ni mucho menos, el único. El término «bosque mediterráneo» es en realidad un paraguas que engloba un conjunto de bosques que difieren principalmente en sus especies arbóreas dominantes (Blanco *et al.*, 1997; Sainz-Ollero *et al.*, 2006; VV.AA., 2009; **tabla 1**), que se sustituyen unos a otros a través de zonas de mezcla a lo largo de gradientes ambientales (climáticos, edáficos, topográficos), pero que tienen en común la adaptación de sus especies a las principales limitaciones ambientales que impone el clima mediterráneo (Valladares, 2004).

La riqueza de especies de plantas de los bosques mediterráneos es alta en comparación con la del resto de los bosques de nuestro entorno geográfico (p. ej., hayedos o abetales). La mayor parte de la diversidad de especies en los bosques mediterráneos no se encuentra en el dosel del bosque, sino en los estratos inferiores (**figura 1**). En un bosque mediterráneo maduro, pue-

den describirse hasta cinco estratos de vegetación: un estrato herbáceo con plantas anuales y perennes, dos niveles arbustivos, un nivel de árboles de pequeño porte y el dosel superior del arbolado. El elenco de especies en los estratos inferiores es muy amplio. Los estratos herbáceo y arbustivo suelen ser relativamente diversos, aunque no suelen alcanzar una gran densidad, salvo que existan amplios claros en el dosel del bosque. Entre las herbáceas perennes más frecuentes se incluyen géneros de gramíneas (p. ej., *Brachypodium*, *Festuca* o *Dactylis*), ranunculáceas (*Helleborus*, *Ranunculus*), rosáceas (*Sanguisorba*, *Geum*), helechos (*Pteridium*), peonías (*Paeonia*), gamones (*Asphodelus*) o narcisos (*Narcissus*). El estrato arbustivo cuenta con especies de pequeño porte, como las de los géneros *Fumana*, *Helianthemum*, *Hippocrepis*, *Thymus*, *Santolina*, *Lavandula*, *Helichrysum*, *Ulex* o *Echinopartum*; y con arbustos más altos como *Genista*, *Cistus*, *Cytissus*, *Rosmarinus*, *Erica*, *Berberis*, *Amelanchier*, *Rosa* o *Rhamnus*. A medio camino del dosel se sitúan pequeños árboles, como los de los géneros *Crataegus*, *Pistacia*, *Phillyrea*, *Olea*, *Juniperus*, *Sorbus*, *Arbutus* o *Ilex*. En los lugares más favorables, estos

árboles pueden ocasionalmente formar parte del dosel superior. Es frecuente la presencia de especies de enredaderas como la hiedra (*Hedera helix*), la rubia (*Rubia peregrina*), la nueza (*Bryonia dioica*), las madre selvas (género *Lonicera*), las clemátides (género *Clematis*) o la zarzaparrilla (*Smilax aspera*). Las especies que dominan el dosel del bosque suelen pertenecer a los géneros *Quercus* y *Pinus*, como especies monodominantes o en masas mixtas (figura II), que pueden verse acompañadas en distintas localidades por especies de *Acer*, *Taxus* o *Fraxinus*. Como excepciones a esta regla, merece la pena mencionar también la existencia de bosques dominados por otras especies, como son los pinsapares (*Abies pinsapo*), los bosques de acebuche y algarrobo (*Olea europaea* de la variedad *sylvestris* y *Ceratonia siliqua*) y los sabinars de *Juniperus thurifera*.

Los bosques mediterráneos albergan un buen número de especies de plantas, todas aportando alguna función al ecosistema. Por tanto, cualquier intento de restauración de estos bosques debe fomentar esta diversidad. Las plantaciones monoespecíficas, aunque se realicen con especies autóctonas, no deben considerarse como actuaciones de restauración ecológica de bosques mediterráneos. Por ejemplo, el objetivo de muchas de las plantaciones monoespecíficas de pinos en zonas montañosas de la región mediterránea ha sido siempre el control de la erosión, no la restauración de ecosistemas forestales naturales (Pérez-Soba, 2017). No obstante, cuando la especie empleada en estas plantaciones forma parte de la vegetación natural del lugar (p. ej., muchas repoblaciones de pino carrasco en las sierras béticas orientales y levante), se pueden emplear estas plantaciones como punto de partida a partir del cual restaurar el bosque, mediante la reducción de densidad del arbolado y la incorporación de especies acompañantes (González-Moreno *et al.*, 2011; Alcón, González y Mir, 2017; Zamora *et al.*, 2022).

Para concretar el ámbito de este bloque, es necesario mencionar algunos tipos de bosque de la región mediterránea que no se van a abordar aquí. Los bosques de ribera y bosques de galería, dominados por fresnos (*Fraxinus spp.*), chopos o álamos (*Populus spp.*), sauces (*Salix spp.*), olmos (*Ulmus spp.*), alisos (*Alnus spp.*) o tarajes (*Tamarix spp.*), tienen claras peculiaridades que hacen que su restauración deba tratarse de forma independiente de la del resto de los bosques mediterráneos (véanse los capítulos relativos a ecosistemas fluviales y humedales). Tampoco abordaremos aquí la restauración en dehesas, ya que se trata de sistemas silvopastorales, con limitaciones de manejo muy diferentes de las de los bosques naturales (véase el capítulo de sistemas silvopastorales). Por último, aunque el fuego es la principal causa de perturbación para los bosques mediterráneos, no nos centraremos en él en este bloque, ya que existe un bloque dedicado específicamente a los incendios (apartado de renaturalización).



➤ **Figura I.** El sotobosque aporta la mayor riqueza de especies a los bosques mediterráneos. En el interior de los bosques maduros se aprecian distintos estratos de vegetación. En la imagen del sotobosque de los pinares de *P. pinea* se aprecian matorrales como las jaras (*Cistus ladanifer* y *C. albidus*), arbustos como el mirto (*Myrtus communis*) y la olivilla (*Phillyrea angustifolia*) y pequeños árboles como el acebuche (*Olea europea* de la variedad *sylvestris*). (Foto: Sotobosque *P. pinea*). **Autor:** Antonio J. Perea Martos.

➤ **Figura II.** Ejemplos de diversos tipos de bosques mediterráneos presentes en la península ibérica. Las especies de árboles dominantes suelen ser pinos y quercíneas, en formaciones monodominantes o en mezclas de dos o tres especies.
Autores: Bosque de *Pinus halepensis* (Julio M. Alcántara Gámez), Encinar supramediterráneo (Julio M. Alcántara Gámez), Encinar mesomediterráneo (Jesús M. Bastida Alamillo), Alcornocal-quejigar (Jesús M. Bastida Alamillo), Robledal de *Q pirenaica* (Antonio J. Perea Martos), Pinsapar en mezcla con *Quercus canariensis* (Julio M. Alcántara Gámez).





Pinsapar en mezcla con Quercus canariensis (Julio M. Alcántara Gámez)

2. La importancia de la estructura espacial a distintas escalas

Más de dos milenios de contingencias sociopolíticas y la compleja orografía de la península han dado lugar a un alto grado de fragmentación de las masas de bosques mediterráneos (Mapa Forestal de España). La fragmentación amplifica los efectos negativos directos de la pérdida de hábitats, ya que, entre otras cosas, dificulta la necesaria libertad de movimiento de muchas especies a través del paisaje. Una mejora de la conectividad entre fragmentos del paisaje tiene efectos a múltiples escalas. A una escala espacial amplia, mejorar la movilidad de especies entre fragmentos les permite encontrar refugios alternativos temporales frente a perturbaciones puntuales, o emigrar si es necesario frente a perturbaciones permanentes (p. ej., en respuesta al desarrollo urbanístico o al cambio climático). A una escala local, el éxito a largo plazo de una restauración (que el ecosistema restaurado consiga funcionar de forma autónoma y ser resiliente frente a perturbaciones temporales) puede depender en buena medida de la atracción de especies que realizan funciones ecosistémicas clave (p. ej., polinización, dispersión de semillas, reciclado de nutrientes). Es probable que estas especies estén presentes en los fragmentos del entorno, por lo que la distancia y posición de la zona restaurada respecto a estos fragmentos es muy importante.

En definitiva, la disposición espacial de los fragmentos de hábitats naturales en el entorno de la zona a restaurar debe tenerse en cuenta para, siempre que sea posible, enfocar los esfuerzos en enclaves cuya recuperación implique una **mejora de la conectividad**. Para conseguir esta mejora no es necesario que la zona restaurada tenga una gran extensión. La restauración de pequeños fragmentos estratégicamente situados puede tener un efecto mucho mayor y ser menos costosa que la restauración de grandes espacios mal ubicados. No obstante, este criterio no es siempre aplicable, ya sea porque no es posible elegir la ubicación del lugar a restaurar o por la inexistencia de fragmentos próximos en el paisaje (p. ej., en grandes territorios dominados exclusivamente por medios agrícolas). Aun así, estudios recientes (Wintle *et al.*, 2019) han demostrado que incluso la restauración de pequeños parches de hábitats aislados en entornos geográficos muy antropizados puede tener un impacto importante para la conservación de la biodiversidad.

Otro aspecto espacial importante para mejorar la resiliencia del ecosistema restaurado tiene que ver con la **heterogeneidad espacial** generada por la restauración. Las previsiones sobre cambio climático para la región mediterránea sugieren un aumento de la inflamabilidad de los bosques y un mayor riesgo de expansión de plagas por el debilitamiento de la vegetación a lo largo de este siglo. Si no es posible reducir el riesgo de que sucedan grandes catástrofes naturales, la restauración de estos ecosistemas debe realizarse de forma que al menos se reduzca su velocidad de propagación y su extensión. Para ello

puede ayudar la ruptura de la uniformidad de la vegetación, tanto en el plano horizontal como en el vertical (Leverkus *et al.*, 2021). En el plano horizontal, se deben formar mosaicos con distintas mezclas de especies en lugar de masas uniformes. También es necesario mantener una baja densidad de vegetación en los estratos inferiores y evitar la continuidad de las masas de vegetación en grandes extensiones. Para ello se puede aprovechar la heterogeneidad natural de la zona: barrancos, lomas, zonas con distinta orientación o pendiente, fuentes, afloramientos de roca o suelos profundos. Es viable emplear todos ellos para intercalar claros con zonas pobladas por distintas mezclas de plantas. En el plano vertical, conviene romper la continuidad entre los distintos estratos de vegetación para evitar que los fuegos de superficie alcancen fácilmente las copas.

3. Claves para la restauración basadas en la ecología de regeneración natural

La resiliencia de las plantas mediterráneas frente a incendios y otras perturbaciones (véase el capítulo de renaturalización) hace que en ocasiones no sea necesaria una intervención, sólo una protección y monitorización, para lograr la recuperación de un bosque (restauración pasiva). No obstante, en muchas ocasiones la vegetación está tan degradada que es necesario intervenir para recuperar la diversidad y el funcionamiento del ecosistema (restauración activa). La decisión sobre la necesidad de actuar o no en un lugar o en distintos rodales a restaurar es fundamental, pero depende de tantos factores que resulta difícil de tomar y siempre presenta un cierto grado de incertidumbre. Como método de apoyo a esta decisión, se están desarrollando herramientas interactivas que simulan la evolución de la diversidad de plantas dependiendo de múltiples factores del ecosistema local (Zamora *et al.*, 2022).

En ausencia de perturbaciones (como incendios, sobrepastoreo, desbroces), la principal limitación para la regeneración natural en los bosques mediterráneos viene impuesta por la sequía estival. Las semillas comienzan a germinar en cuanto las condiciones climáticas lo permiten. Las jóvenes plántulas disponen de pocos meses para crecer lo suficiente como para hacer frente al verano, por lo que sólo unas pocas de cada mil lo consiguen (Rey y Alcántara, 2014). Esto hace preferible el uso de plantones en lugar de siembras en los trabajos de restauración ecológica, especialmente dadas las predicciones climáticas que auguran veranos más secos y prolongados. Más aún, esto indica la necesidad de emplear métodos que mejoren la supervivencia durante el verano. El método más obvio consiste en realizar riegos de establecimiento durante el plantado y de apoyo y supervivencia durante, al menos, el primer estío tras la plantación (Martínez de Azagra y Del Río, 2011). El riego a mano (mediante mochila o regadera) es más preciso, barato, limpio y ahorra agua,

aunque resulta muy laborioso, por lo que sólo es viable en restauraciones de pequeños parches (p. ej., Siles *et al.*, 2010a). El riego mediante distintos sistemas de goteo (**figura III**) o recipientes puede ser muy preciso y se puede emplear en restauraciones de mayor extensión (p. ej., Sánchez-Sánchez *et al.*, 2004; Martínez de Azagra y Del Río, 2011), pero es más caro y menos limpio (suelen quedar restos de tubos, anclajes y otras piezas de plástico o metal dispersas por el suelo, aunque esto tiene arreglo).

Como alternativa o complemento a los riegos, se pueden emplear arbustos como plantas nodriza (Castro *et al.*, 2004; Rey, Siles y Alcántara, 2009; Siles, Rey y Alcántara, 2010b). El uso de arbustos como plantas nodriza choca con la práctica habitual de desbrozar el lugar donde se va a plantar para evitar que la vegetación natural compita con los plantones. Esta lógica es aplicable cuando las condiciones ambientales favorecen el crecimiento rápido de las plantas, como ocurre en zonas de clima templado, o cuando los matorrales alcanzan densidades extremas, recubriendo la práctica totalidad de la superficie. Sin embargo, en los ambientes mediterráneos es frecuente que los beneficios que ofrece la nodriza al plantón sobrepasen el perjuicio que le causa por competencia (Jordano *et al.*, 2002; Zamora, García-Fayos y Gómez-Aparicio, 2004). Numerosos estudios han demostrado que el crecimiento y supervivencia inicial de la mayoría de las plantas leñosas mediterráneas es mejor cuando crecen junto a otras especies leñosas que cuando crecen a cielo descubierto (lo que llamamos efecto de «facilitación por plantas nodriza») o que cuando lo hacen junto a plantas adultas de su misma especie (efecto «Janzen-Connell»). Estos efectos se pueden tener en cuenta al diseñar restauraciones en lugares donde quedan restos de vegetación natural (que se puede emplear como nodriza) o bien para diseñar una restauración en dos pasos que simule y acelere el proceso de sucesión (Rey, Siles y Alcántara, 2009): plantar o dejar crecer espontáneamente arbustos de crecimiento rápido para que estos sirvan posteriormente como plantas nodriza para especies de mayor porte (**figura IV**). El uso de plantas nodriza espontáneas es barato, limpio, no requiere necesariamente el uso de agua (aunque puede ser complementario) y puede emplearse para extensiones grandes o pequeñas. Cuando se emplea este método tras un incendio, las primeras intervenciones se deben retrasar varios años, hasta que hayan crecido los primeros arbustos. Es necesario limitar las actividades que dañen el crecimiento espontáneo de arbustos e implementar medidas contra la pérdida de suelo. Por ejemplo, se puede dejar la madera apilada o picada que frena la escorrentía superficial y forma camas de regeneración donde se retiene materia orgánica y se facilita la germinación y crecimiento de plantas (Castro *et al.*, 2006).

Si los arbustos empleados como nodriza poseen espinas (p. ej., *Berberis*, *Echinopartum*, *Rosa*, *Ulex*) o son poco palatables (p. ej., *Cistus*, *Daphne*, *Erica*, *Lavandula*, *Phlomis*, *Salvia*), se consigue además cierta protección frente al ganado y los grandes herbívoros silvestres (Montoya-Oliver, 1998), cuya sobreadundancia es una causa frecuente del colapso del reclutamiento en la re-

gión mediterránea. El ganado doméstico y los ungulados silvestres pueden ser aliados o enemigos de la restauración. Como aliados pueden controlar el volumen de combustible acumulado, reduciendo el riesgo de incendios y su velocidad de expansión ([véase el caso práctico 77 Pastoreo dirigido de Ramats de Foc](#)); además, pueden actuar como vehículos en la dispersión de semillas de una gran cantidad de especies. Como enemigos, el exceso de carga ganadera puede llegar a eliminar todo el reclutamiento de las especies vegetales, impedir la floración de numerosas especies (y, por tanto, eliminar una gran cantidad de polinizadores) y modificar por completo las comunidades de plantas por procesos de nitrificación del suelo, pisoteo y ramoneo selectivo. En trabajos de restauración, es necesario proteger del ganado las plantas o rodales durante los primeros años tras la plantación. El acceso del ganado solamente debería permitirse de forma progresiva y muy controlada, hasta determinarse un límite de carga y tiempo de presencia y retorno que no causen daños relevantes a la vegetación.

Una alternativa al uso de plantas nodrizas consiste en el uso de tubos protectores. Existen muchos tipos de tubos pensados para la mejora del microclima del plantón y su protección contra herbívoros. Sin embargo, su eficacia depende de muchos factores (especie plantada, condiciones climáticas del año, tipo de suelo, vegetación circundante, tipo de herbívoros) (Oliet, Navarro y Contreras, 2003; Del Campo *et al.*, 2008). Esta incertidumbre respecto a su eficacia hace difícil valorar *a priori* si se compensará el coste del material y de su posterior retirada, lo que supone una clara desventaja respecto al uso de nodrizas en la restauración ecológica.

4. Recomendaciones para tener en cuenta para restaurar bosques mediterráneos

El primer y más importante error que podemos cometer en la restauración de bosques mediterráneos es pretender realizarla en lugares no aptos para ello. Las peculiares combinaciones locales de suelo, topografía y microclima hacen que en algunos lugares de la región mediterránea sólo se puedan establecer matorrales (p. ej., sobre yesos, en zonas áridas, en alta montaña o sobre roquedos) (Hernández, Romero y Asiaín, 2012; véanse los apartados relativos a pastizales y matorrales templados, formaciones de pastizal y matorral mediterráneas, desfragmentación, sustratos singulares y restauración de procesos). Un ejemplo paradigmático de las consecuencias de este error son las numerosas repoblaciones de pino carrasco fallidas en el sureste semiárido de la península (Navarro-Cano *et al.*, 2017). Es muy importante tener presente esta distinción entre lugares con capacidad o no para acoger un bosque, tanto para asegurar el éxito de la restauración como para que esta contribuya a la mejora de servicios ecosistémicos (p. ej., secuestro de carbono, control de la erosión) y a la conservación de la biodiversidad en su contexto geográfico. Por ejemplo, en algunas ocasiones se



Figura III. Ejemplo del uso de sistemas de riego por goteo durante los primeros años de la plantación. «Encina con gotero». Autor: Julio M. Alcántara Gámez.

han realizado repoblaciones forestales en zonas esteparias, con el consiguiente perjuicio para especies de aves ligadas a estos ecosistemas, algunas de ellas amenazadas.

En caso de duda sobre la capacidad forestal de una parcela, es necesario considerar si el crecimiento de especies arbóreas en la zona a restaurar está limitado por las condiciones físicas naturales, como la aridez climática, suelos poco profundos, esqueléticos, salinos o encharcados. En estos casos, es preferible la restauración de un ecosistema de pastos o matorrales, o incluso de humedales. Si las limitaciones son consecuencia de actividades pasadas (p. ej., minería, malas prácticas agrícolas, incendios recurrentes), los suelos pueden haber perdido su capacidad de acoger especies arbóreas durante décadas. Será necesario comenzar la restauración recreando estadios sucesionales muy tempranos, fomentando la cobertura de plantas herbáceas y arbustos pioneros que estabilicen el suelo y le ayuden a recuperar sus propiedades biológicas (p. ej., la actividad de hongos micorrízicos y las comunidades de hongos, bacterias e invertebrados necesarios para la incorporación de nutrientes al suelo). En estos casos, las actuaciones de restauración deben planificarse a más largo plazo y resultarán muy costosas, requiriendo, por ejemplo, movimientos de tierra, aplicación de enmiendas, control de la erosión o modificaciones hidrológicas ([véase el caso práctico 53 Life Ribermine](#)).

4.1. Identificación de referentes

Una vez conocida la capacidad forestal de un lugar, es fundamental seleccionar correctamente las especies. Es imprescindible conocer la flora autóctona para disponer de un amplio elenco de especies donde elegir. La selección de especies a emplear en una restauración dependerá, entre otras cosas, de la zona biogeográfica, de las condiciones microclimáticas (frecuentemente asociadas a la altitud y topografía) o del tipo de sustrato rocoso (p. ej., calizo, dolomítico o silíceo). Detallar qué condiciones favorecen a cada tipo de bosque y a las especies que lo integran sería demasiado extenso. Información detallada sobre listas de especies características, distribución, requerimientos ambientales y estado de conservación de los distintos tipos de bosques mediterráneos de la península ibérica puede consultarse en obras como VV.AA. (2009), Sainz-Ollero *et al.* (2006) o Blanco *et al.* (1997).

Un buen conocimiento de la flora autóctona es fundamental, además, para evitar el uso de especies exóticas que puedan convertirse en invasoras. En la región mediterránea, los árboles y arbustos exóticos que más frecuentemente se mezclan con la vegetación natural son especies de *Acacia*, *Ailanthus*, *Cedrus*, *Cortaderia*, *Cupressus* y *Eucaliptus* (véase el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras). También hay especies muy conocidas que, aunque no se consideran invasoras, no pertenecen a la flora autóctona de los bosques mediterráneos, como la higuera (*Ficus carica*), el granado (*Punica granatum*), el almendro (*Prunus dulcis*) y el castaño (*Castanea sativa*), por lo que no deben

emplearse en la restauración de estos ecosistemas. Estas especies se prestan fácilmente a confusión. Por ejemplo, en la restauración llevada a cabo en las Tablas de Daimiel (revisar caso práctico), se plantaron, además de numerosas especies autóctonas, almendros e higueras, pero el éxito de plantación de estas últimas fue muy bajo.

Con el conocimiento adquirido en los pasos anteriores, se puede proceder a inspeccionar masas de vegetación autóctona bien desarrollada en las proximidades de la zona a restaurar para emplearlas como referente. Por desgracia, los fragmentos de vegetación natural que persisten en grandes extensiones de la región mediterránea española se encuentran con frecuencia en un estado altamente degradado por siglos de extracción de leña y madera, sobrepastoreo, rozas y quemas. Si no se encuentran ejemplos de vegetación natural bien desarrollada en el entorno, deberá realizarse una inspección por los alrededores tratando de localizar las especies de árboles y arbustos que se refugian en los espacios menos perturbados (p. ej., barrancos, linderos entre parcelas, bordes de caminos o de carreteras, setos, cimas de cerros, descampados) y evitando la proximidad a zonas ajardinadas. Es recomendable prestar atención no sólo a las plantas adultas, sino también a la presencia de ejemplares jóvenes, ya que su presencia es indicadora de su capacidad de reclutamiento en la zona (**figura V**). En última instancia, si esta búsqueda por el entorno no arroja información satisfactoria, se puede recurrir a los estudios sobre vegetación potencial (p. ej., Sainz-Ollero, Sánchez y García-Cervigón, 2010) y sobre distribución potencial de especies de la región mediterránea (p. ej., Benito-Garzón, Sánchez y Sainz, 2008; Zabala *et al.*, 2015). No obstante, debe tenerse en cuenta que la distribución potencial identificada por este tipo de trabajos es solamente una predicción aproximada no exenta de errores. Con frecuencia, estos trabajos identifican lugares potencialmente aptos para una especie situados en localidades muy alejadas de las zonas en las que la especie aparece actualmente. Aun cuando es posible que estos lugares sean realmente aptos para la especie, es preferible emplearla en restauración sólo en las zonas de distribución potencial más próximas a las zonas de presencia actual conocida. La introducción de especies lejos de su área de distribución actual puede tener implicaciones o limitaciones ecológicas inesperadas, por lo que es mejor abordarla mediante estudios científicos antes de emplearla en planes de restauración ecológica.



➤ **Figura IV.** Ejemplo de plantación bajo nodriza. En este caso, se ha plantado un lentisco (*Pistacia lentiscus*) bajo un romero (*Salvia rosmarinus*) que crecía espontáneamente en una zona incendiada. «Plantación bajo nodriza». **Autor:** Julio M. Alcántara Gámez.

5. Indicadores más frecuentes o útiles para poder cuantificar el avance del proyecto y sus objetivos para desarrollar una gestión adaptativa y/o evaluar sus resultados

Si la restauración se ha realizado conforme a la heterogeneidad del lugar, las plantas no se habrán dispuesto de forma lineal, como en las reforestaciones clásicas. Esto puede complicar el relocalizar los ejemplares plantados para hacerles un seguimiento. No obstante, para facilitar esta labor se pueden marcar los ejemplares con algún tipo de etiqueta y emplear geolocalización (un aparato sencillo de GPS o incluso un teléfono móvil en lugares con cobertura). Para los trabajos de revisión se puede seleccionar al azar un número de ejemplares de cada especie distribuidos por toda la zona restaurada o se puede establecer una serie de parcelas fijas en las que revisar todas las plantas. De esta forma es posible hacer un seguimiento en el tiempo de:

- **Indicadores de éxito de plantación:**
 - Éxito de establecimiento de planta (o cuantificación de marras): porcentaje de plantas de cada especie que sobreviven.
 - Éxito de floración y fructificación de los ejemplares plantados: porcentaje de las plantas de cada especie que muestran señales de haber florecido y producido frutos.
- **Indicadores de éxito de restauración.** Si existen zonas con vegetación de referencia, los siguientes indicadores deberían evaluarse mediante su comparación con varias parcelas de referencia. Si no las hay, se deberían evaluar por medio de la comparación de su valor con el existente antes de la intervención.
 - Altura media y máxima y cobertura de la vegetación.
 - Número de especies de plantas totales, por grupos funcionales (por tipo de polinización, de dispersión de semillas o de asociación micorrízica) y por formas de crecimiento (herbáceas, matorrales de distinto porte, arbustos, árboles, enredaderas).
 - Número de especies o abundancia de algunas representativas de vertebrados (aves, mamíferos y reptiles).
 - Número de especies o abundancia de algunas representativas de invertebrados (escarabajos, saltamontes, hormigas, ciempiés, caracoles, arañas, mariposas).



➤ **Figura V.** La presencia de reclutamiento espontáneo de especies nativas es una buena referencia para la selección de especies a emplear en la restauración. En la imagen se aprecia un grupo de plantas de seis especies reclutadas bajo *P. halepensis*; de izquierda a derecha: hiedra (*Hedera helix*), agracejo (*Berberis hispánica*), pino carrasco (*Pinus halepensis*), aladierno (*Rhamnus alaternus*), labiérnago (*Phillyrea latifolia*) y majuelo (*Crataegus monogyna*). Salvo el pino, el resto de las especies son dispersadas por aves, por lo que esta agregación (poco frecuente) puede ser el resultado de la presencia de un posadero o dormidero de algún ave dispersante de semillas. «Reclutamiento». **Autor:** Julio M. Alcántara Gámez.

Casos prácticos recomendados

[53 LIFE RIBERMINÉ](#)

[77 PASTOREO DIRIGIDO RAMATS DE FOC](#)

Bibliografía

- Alcón, S.M., González, A.A. y Mir, L.C. (2017) Diversificación o naturalización de las repoblaciones forestales, *La Restauración forestal de España: 75 años de una ilusión*. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, pp. 401-411.
- Barbero, M. *et al.* (1990) Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the Mediterranean basin, *Vegetatio*, 87(2), pp. 151-173.
- Baudena, M. *et al.* (2020) Increased aridity drives post-fire recovery of Mediterranean forests towards open shrublands, *New Phytologist*, 225(4), pp. 1500-1515.
- Benito-Garzón, M., Sánchez de Dios, R. y Sainz Ollero, H. (2008) Effects of climate change on the distributions of Iberian tree species, *Applied Vegetation Science*, 11, pp. 169-178.
- Blanco Castro, E. *et al.* (1997) *Los bosques ibéricos: una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.
- Castro, J. *et al.* (2004) Uso de matorrales como plantas nodriza en ambientes mediterráneos: evaluación de una nueva técnica de repoblación forestal, *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (17), pp. 145-150.
- Castro, J. *et al.* (2006) Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica, *Proyectos de investigación en parques nacionales*, 2009, pp. 139-157.
- Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce_eei_flora.aspx
- Del Campo García, A. *et al.* (2008) Influencia microclimática del diseño del tubo protector y respuesta de diez especies forestales al tubo ventilado, *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (28), pp. 81-87.
- Díaz-Delgado, R. *et al.* (2002) Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires, *Ecology*, 83(8), pp. 2293-2303.
- González-Moreno, P. *et al.* (2011) Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations?, *Basic and Applied Ecology*, 12(3), pp. 251-259.
- Hernández, L., Romero, F. y Asiaín, A. (2012) Bosques españoles: los bosques que nos quedan y propuestas de WWF para su restauración. WWF/Adena. Disponible en: <https://www.wwf.es/?15947/Los-bosques-que-nos-que-dan>
- Jordano, P. *et al.* (2002) Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos, *Ecosistemas*, 11(1).
- Khoury, S. y Coomes, D.A. (2020) Resilience of Spanish forests to recent droughts and climate change, *Global Change Biology*, 26(12), pp. 7079-7098.
- Leverkus, A.B. *et al.* (2021) Environmental policies to cope with novel disturbance regimes—steps to address a world scientists’ warning to humanity, *Environmental Research Letters*, 16 021003.
- Lloret, F. (2012) Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía, *Ecosistemas*, 21(3), pp. 85-90.
- Mapa Forestal de España. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50.aspx>
- Martínez de Azagra Paredes, A.M. y Del Río San José, J. (2011) Los riegos de apoyo y de socorro en repoblaciones forestales, *Foresta*, 54, pp. 32-44.
- Montoya-Oliver, J. M. (1996) Manejo de los pastaderos leñosos, *Ecología*, (10), pp. 49-62.
- Navarro-Cano, J.A. *et al.* (2017) *Restauración ecológica en ambientes semiáridos: recuperar las interacciones biológicas y las funciones ecosistémicas*. Madrid: CSIC.
- Oliet Palá, J.A., Navarro Cerrillo, R.M. y Contreras Atalaya, O. (2003) *Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales*, Manuales de Restauración Forestal N.º 2. Junta de Andalucía. Disponible en: <https://www.juntadeandalucia.es/servicios/publicaciones/detalle/45723.html#toc-informacion-general>
- Pérez-Soba Díez del Corral, I. (2017) La planificación estratégica de la repoblación forestal en España hasta 1939: Los precedentes del Plan General de Repoblación. En: *La Restauración forestal de España: 75 años de una ilusión*. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, pp. 43-73.
- Rey, P.J., Siles, G., y Alcántara, J.M. (2009) Community-level restoration profiles in Mediterranean vegetation: nurse-based vs. traditional reforestation, *Journal of Applied Ecology*, 46(4), pp. 937-945.
- Sainz Ollero, H. *et al.* (2006) Los sistemas naturales españoles. En: Casas, J., del Pozo, M. y Mesa, B. Eds. *Identificación de las áreas compatibles con la figura de v “Parque Nacional” en España*. Madrid: Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/publicaciones/parque-nacional.aspx>
- Sainz-Ollero, H., Sánchez de Dios, R. y García-Cervigón, A. (2010) La cartografía sintética de los paisajes vegetales españoles: una asignatura pendiente en geobotánica, *Ecología*, (23), pp. 249-272.
- Sánchez-Sánchez, J. *et al.* (2004) El microrriego, una técnica de restauración de la cubierta vegetal para ambientes semiáridos, *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (17), pp. 109-112.
- Siles, G. *et al.* (2010a) Effects of soil enrichment, watering and seedling age on establishment of Mediterranean woody species, *Acta Oecologica*, 36(4), pp. 357-364.
- Siles, G., Rey, P.J. y Alcántara, J.M. (2010b) Post-fire restoration of Mediterranean forests: testing assembly rules mediated by facilitation, *Basic and Applied Ecology*, 11(5), pp. 422-431.
- Valladares, F. (Ed.). (2004) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- VV.AA. (2009) *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx
- Wintle, B.A. *et al.* (2019) Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(3), pp. 909-914.
- Zamora, R., García-Fayos, P. y Gómez-Aparicio, L. (2004) Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. En: Valladares, F. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, pp. 371-393.
- Zamora, R. *et al.* (2022) Managing the Uniqueness of Sierra Nevada Ecosystems Under Global Change: The Value of in situ Scientific Research. En: Zamora, R. y Oliva, M. Eds. *The Landscape of the Sierra Nevada*. Springer, Cham. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-030-94219-9_20
- Zavala M.A. *et al.* (2015) Aplicación de los Modelos de Distribución de Especies (MDE) para el análisis de los efectos del cambio climático en los bosques Ibéricos. En: Herrero, A. y Zavala, M. Eds. *Los Bosques y la Biodiversidad frente al cambio climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, pp. 419-432.



8. Bloque temático

Formaciones de pastizal y matorral mediterráneas

> *Autor:* Ignacio Mola Caballero de Rodas.

José Antonio Navarro Cano¹

¹ Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA-CSIC).

1. Características, extensión y papel ecológico en ecosistemas mediterráneos

Los pastizales y matorrales son formaciones vegetales habituales en el paisaje de todas las provincias españolas de la región biogeográfica mediterránea. Estos hábitats, enormemente diversificados en nuestro territorio, proveen de servicios ecosistémicos de primer orden (protección frente a la erosión, mantenimiento de la fertilidad, servicios de polinización, reservorio genético, etc.). Además, albergan también la mayor concentración de especies endémicas de flora y fauna a escala europea, por lo que han sido tipificados en muchos casos como hábitats de interés comunitario (VV.AA., 2009). Se trata de formaciones en las que predominan pequeñas matas leñosas y arbustos, herbáceas y gramíneas perennes, con nula o escasa presencia de arbolado. En la mayoría de los casos dan lugar a paisajes parcheados, con alternancia de manchas y claros, a menudo sobre suelos muy poco profundos. No obstante, muchas de estas formaciones también aparecen como el estrato inferior de bosques y repoblaciones forestales, por lo que su extensión está probablemente infraestimada (Ríos y Salvador, 2009).

Los tipos de hábitats de interés comunitario que mejor definen estas formaciones en extensión y diversidad son el 5330 y 6220* (*figura 1; tabla 1*). Estos hábitats están ampliamente distribuidos por toda la España mediterránea, en especial en áreas del sureste. Además, existen otros tipos de hábitats con una buena representación de estas formaciones. El tipo 5220*, «Matorrales arborescentes con *Ziziphus*», también lo forman íntegramente formaciones de matorral y arbustadas acompañadas en muchos casos por pastizales, aunque su distribución se limita exclusivamente a áreas termomediterráneas semiáridas del litoral y sublitoral del sureste ibérico. Otros hábitats con representación de estas formaciones son el 1430, «Matorrales halonitrófilos (*Pegano-Salsolatea*)», 5210, «Matorrales arborescentes de *Juniperus sp. pl.*», 6110*, «Prados calcáreos o basófilos del (*Alyso-Sedion albi*)», y 9570*, «Bosques de *Tetraclinis articulata*». En conjunto, están presentes en más de 200.000 km² del territorio nacional. Matorrales y pastizales a menudo aparecen parcialmente solapados en el inventario nacional de hábitats, dado que en ambientes con una larga historia de usos y alta heterogeneidad espacial del suelo se presentan como un mosaico de hábitats de extensión reducida y límites difusos (San Miguel Ayanz, 2009).

Su papel ecológico depende del piso bioclimático y del tipo de perturbación al que se ven sometidas estas formaciones. Así, podemos dividir las en dos grandes grupos:

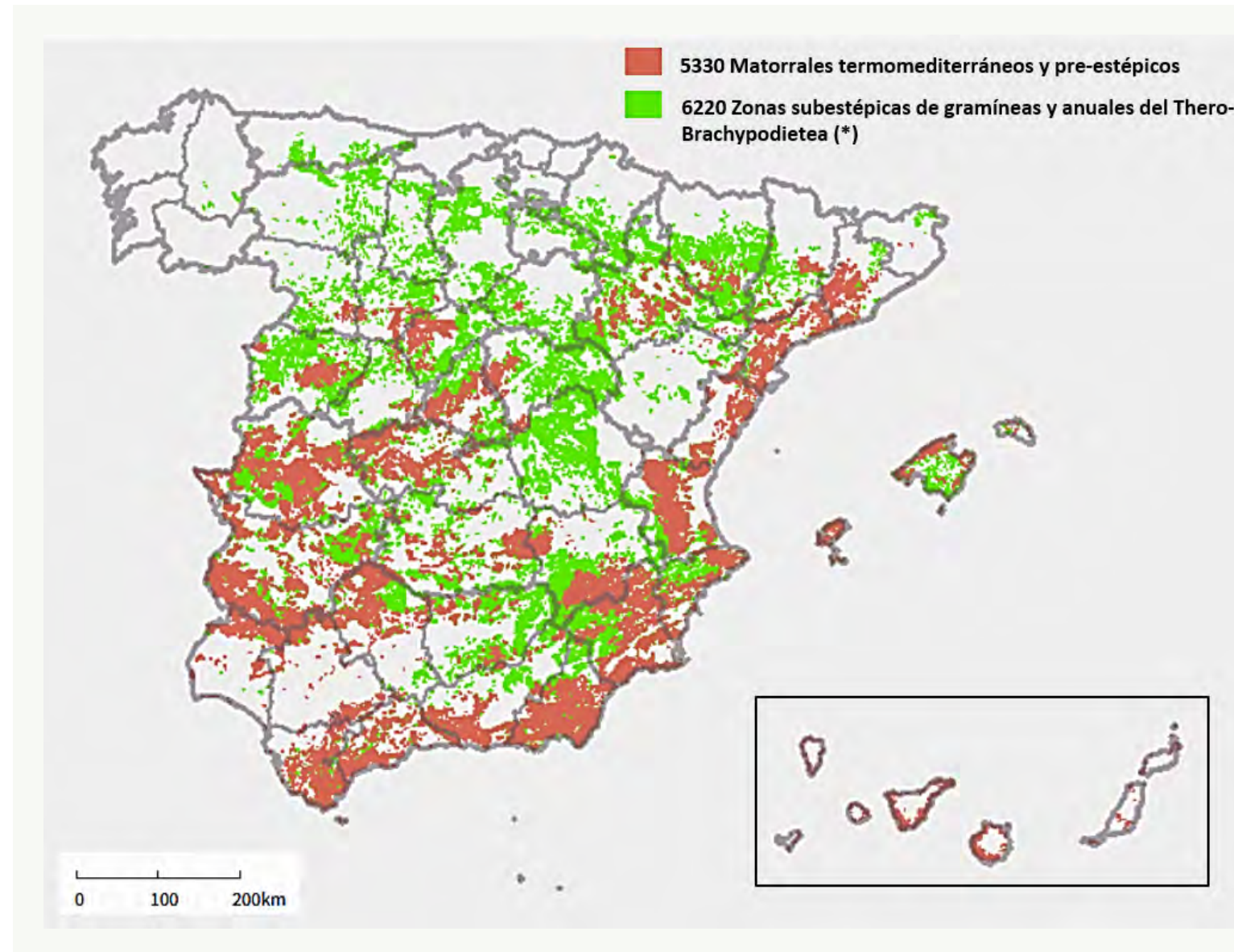


Figura 1. Extensión aproximada en España de los dos tipos de hábitats más comunes que conforman matorrales y pastizales mediterráneos. Ambos solapan parcialmente su área de distribución a escala local. **Fuente:** creado a partir del [Banco de Datos de la Naturaleza MITECO](#).

- **Pastizales y matorrales de degradación.** En áreas termo- y mesomediterráneas secas o subhúmedas aparecen en mosaico ocupando comúnmente áreas más o menos perturbadas, en donde el bosque ha retrocedido o se ha abierto por cambios antiguos de uso del suelo (campos abandonados, incendios recurrentes, sobrepastoreo o decaimiento asociado a crisis climáticas). En casos de perturbaciones leves o moderadas de baja recurrencia, estos pastizales y matorrales seriales son sustituidos en pocos años por las comunidades forestales originales. Un buen ejemplo lo tenemos en áreas incendiadas de pinares, carrascales y coscojares mediterráneos de la Comunidad Valenciana. Tras el fuego, matorrales y pastizales adquieren cierta relevancia en estas áreas, que revierten progresivamente hacia la estructura y funcionalidad original del bosque mediterráneo en unos 20-25 años tras el incendio (Pérez-Valera *et al.*, 2018).

- **Pastizales y matorrales potenciales o permanentes.** En áreas infra- y termomediterráneas áridas o semiáridas algunas de estas formaciones representan la vegetación potencial bajo las condiciones climáticas actuales. Existen numerosos ejemplos de matorrales con este comportamiento en montes litorales y prelitorales del sureste ibérico. Es el caso de los cornicales y palmitares de laderas de solana con suelos superficiales, incluidos en el hábitat 5330, y los lentiscares con palmito de laderas de umbría con suelos más profundos del hábitat 5220*. Diversos pastizales incluidos en el hábitat 6220* conforman un mosaico con estos matorrales. No es raro que estos hábitats hayan sido ocupados por repoblaciones de *Pinus halepensis* realizadas durante la segunda mitad del siglo XX, observándose en los últimos años fenómenos de decaimiento del pinar por eventos de sequía, que requieren un manejo para

recuperar los hábitats originales. En suelos muy superficiales, dominados por afloramientos rocosos o en sustratos especiales (afloramientos yesíferos, serpentininas, etc.), muchas comunidades de matorral o pastizal son capaces de perpetuarse en el tiempo durante décadas. Estas situaciones se dan tanto en ecosistemas naturales (laderas rocosas, dunas, arenales, estepas salinas) como de origen antrópico (canteras de piedra ornamental, suelos de minería metalífera, campos agrícolas abandonados, suelos salinizados, etc.).

Código	Prioritario	Denominación
1430		Pastizales salinos mediterráneos (<i>Juncetalia maritimae</i>)
5210		Matorral arborescente con <i>Juniperus spp.</i>
5220	*	Matorrales arborescentes con <i>Ziziphus</i>
5330		Matorrales termomediterráneos y preestépicos
6110	*	Prados calcáreos o basófilos de <i>Alyso-Sedion albi</i>
6220	*	Zonas subestépicas de gramíneas y anuales de <i>Thero-Brachypodietea</i>
9570	*	Bosques de <i>Tetraclinis articulata</i>

Tabla I. Hábitats de interés comunitario mencionados en el capítulo. Se indica su código, si se trata de un hábitat prioritario, y su denominación. **Fuente:** Bartolomé et al., 2005).

2. Tipos y niveles de perturbación: indicadores de degradación y su medición

El modelo de restauración ecológica idóneo para cualquier ecosistema perturbado se define una vez conocido el agente, el tipo y el nivel de perturbación (Navarro-Cano et al., 2017). Un esquema adaptado de las perturbaciones que afectan a pastizales y matorrales requiere diferenciar entre i) **pastizales y matorrales de degradación** y ii) **pastizales y matorrales potenciales o permanentes (tabla II)**. Los pastizales y matorrales de degradación mediterráneos tienen su origen en una perturbación que afecta en mayor o menor medida a la vegetación antecedente o al suelo bajo ella. Por lo tanto, por definición, su mantenimiento o recuperación requiere de un cierto manejo que mantenga en estado de rejuvenecimiento estas formaciones (Cabello et al., 2009; Ríos y Salvador, 2009). Sin embargo, un aumento del nivel de perturbación puede alterar su estructura, composición y funciones en favor de formaciones ruderales. Por el contrario, en ausencia de perturbación, estas formaciones evolucionan en la mayoría de los casos hacia formaciones forestales, principalmente bajo condiciones termo- y mesomediterráneas secas o subhúmedas. Por el contrario, los pastizales y matorrales potenciales o permanentes, bajo condiciones semiáridas, recuperan por tiempo indefinido su estructura y funciones a partir de i) restos de estas formaciones que hayan sobrevivido a la perturbación; ii) áreas semillero en el entorno del ecosistema degradado; o iii) a partir de una nueva planta o propágulos introducidos intencionadamente en el ecosistema.

Agente	Tipo de perturbación	Nivel de perturbación				Indicador de degradación		
		1	2	3	4	Suelo ¹	Vegetación	Fauna
Natural	Meteorización					Intacto/Erosión	Intacto/Cambio ²	Intacto/Cambio
	Fenómenos meteorológicos ³					Erosión/Eliminación	Cambio/Eliminación	Cambio/Eliminación
	Estabilización geomorfológica ⁴					Erosión/Eliminación	Cambio	Cambio
	Vulcanismo					Eliminación	Eliminación	Eliminación
Antrópico	Uso extensivo del monte ⁵					Intacto/Erosión	Cambio	Cambio
	Cambio climático ⁶					Intacto/Erosión	Cambio	Cambio
	Incendios					Erosión	Cambio	Cambio
	Transformación de suelo natural a agrícola ⁷					Erosión	Cambio	Cambio
	Abandono de sistemas agrícolas y forestales					Erosión	Cambio	Cambio
	Transformación de suelo a urbano o industrial					Eliminación	Eliminación	Eliminación
	Construcción de infraestructuras					Eliminación	Eliminación	Eliminación
	Abandono de suelo urbano e industrial					Eliminación	Eliminación	Eliminación

¹ Se refiere tanto a la estructura física y química como a la microbiota del suelo.

² Cambio en composición y estructura de las comunidades.

³ Incluye eventos de sequía, tormentas, aludes e inundaciones de intensidad media.

⁴ Desprendimientos, deslizamientos y estabilización de laderas por inestabilidad estructural.

⁵ Pastoreo, leñeo, caza, recolección de productos silvestres y ocio no intensivo.

⁶ Ha habido cambios climáticos naturales; se acepta que el actual tiene principalmente origen antrópico.

⁷ En la que se quieren mantener servicios ecosistémicos (setos perimetrales, zonas refugio, etc.).

Tabla II. Tipos y niveles de perturbación más habituales en matorrales y pastizales mediterráneos. El nivel de perturbación oscila entre leve (1), moderado (2), severo (3) y extremo (4). El indicador de degradación alude al efecto habitual que la perturbación produce sobre el suelo, la vegetación y la fauna que conformaba el hábitat original. **Fuente:** modificado a partir de Navarro-Cano et al. (2017).

Aunque pastizales y matorrales no suelen tener grandes requerimientos de suelo a excepción de los asociados a sustratos especiales, perturbaciones que producen una eliminación total del horizonte orgánico provocan una caída significativa de su productividad, con cambios acusados en la composición y estructura de las comunidades biológicas. Como caso extremo, la asfaltización o cubrición que se produce al convertir suelo natural o agrícola en urbano o industrial lleva a la desaparición de las comunidades silvestres. Sin intervención, sus efectos pueden persistir muchas décadas una vez abandonado este suelo, como se observa en depósitos de residuos mineros o carreteras abandonadas.

La transformación de suelo natural a agrícola produce cambios moderados o severos en el suelo, pero el arado y el control de la entrada de nutrientes y agua induce cambios en la fertilidad física y química de este. Una vez abandonados, estos suelos son propensos a la erosión en áreas en pendiente o a la colonización por parte de comunidades de plantas ruderales tanto nativas como alóctonas, que ralentizan el proceso de recolonización por parte de las comunidades

de matorral y pastizales autóctonos. La restauración asistida o la existencia de fuentes semillero en la matriz paisajística natural pueden acelerar el proceso de recuperación de estas formaciones en campos abandonados.

3. Establecimiento del ecosistema de referencia y recuperación de funciones ecosistémicas

Para la restauración de pastizales y matorrales mediterráneos es fundamental definir en primer lugar el papel y las funciones que ocupan esas formaciones en la dinámica ecosistémica. Sólo así podemos establecer un ecosistema de referencia operativamente alcanzable y que no obstaculice la dinámica natural del ecosistema restaurado. En ese sentido, conviene recordar que la restauración de áreas perturbadas fijando como ecosistema de referencia **pastizales y matorrales de degradación** es poco realista en ecosistemas termo- y mesomediterráneos secos o subhúmedos, de vocación forestal. Una vez restauradas, estas áreas

requerirían de un manejo continuado basado en perturbaciones leves o moderadas que evitaran la recolonización por parte de quercíneas o pinares mediterráneos (clareos selectivos, carga de ganado, quemadas controladas). En estos casos la restauración basada en el desarrollo de estas formaciones de degradación sólo resulta idónea como paso intermedio en áreas perturbadas en las que el suelo y la vegetación se han visto seriamente dañadas. Así, la matorralización (*encroachment*) o el desarrollo de pastizales (*Stipa*, *Machroclao*, *Helictotrichon*, *Dactylis*, *Brachypodium*, *Festuca*, *Poa*, etc.) puede ayudar a la protección del suelo y a la mejora de su productividad, como paso previo a la introducción de una cubierta forestal.

Para el establecimiento de **pastizales y matorrales potenciales o permanentes**, como ecosistemas de referencia en áreas naturales o seminaturales con niveles de perturbación leves o moderados, es prioritario evitar una preparación extensiva de suelo. La razón es que la denudación, remoción o volteo mecanizado de un perfil de suelo superficial bajo condiciones semiáridas y/o de baja fertilidad sólo va a promover fenómenos erosivos, un rejuvenecimiento de este y de la dinámica vegetal, así como un retroceso de la mayoría de las funciones ecosistémicas. Tan sólo en los casos en que partamos de suelos con niveles de perturbación severos o extremos con ausencia total de vegetación u ocupados por comunidades ruderales o con un alto componente alóctono, está justificada la preparación extensiva de suelos ([véase el caso práctico 6 Cabezo Ventura](#)).

La elección concreta del ecosistema de referencia debe hacerse en función de los condicionantes macroambientales (área geográfica, piso bioclimático, litología) y microambientales (orientación, topografía, estado del suelo) de cada caso. Dada la diversidad de subtipos de hábitats de pastizal y matorral mediterráneos, una caracterización ideal de la imagen objetivo a alcanzar debe basarse en la definición aceptada de cada subtipo en términos de composición y estructura (véase VV.AA., 2009). La historia de usos anterior a la restauración también puede ayudar a fijar unos objetivos de recuperación de funciones ecosistémicas realistas, que satisfagan el objetivo general del trabajo. Es difícil establecer al respecto criterios objetivos de recuperación del ecosistema de referencia que sean generalizables a distintos hábitats y tipos de perturbación. Tan sólo el conocimiento completo de cada situación permitirá una adecuada selección del ecosistema de referencia, no únicamente en su composición, sino también en la estructura y funcionalidad que se quiere alcanzar. Por ejemplo, para muchos subtipos de los hábitats 5330 y 6220*, alcanzar a medio-largo plazo una cobertura vegetal > 50 % puede ser poco realista en situaciones muy desfavorables (alta cobertura de roca en superficie, arenosoles, regosoles con alta termicidad y pendientes elevadas, sustratos especiales). En estos casos, coberturas del 25-50 % con una estructura de la comunidad con presencia de especies características del hábitat, con una mejora de la diversidad funcional y en los que la vegetación implantada se reproduce tras 5-10 años desde la ejecución, pueden considerarse indicativos de haber alcanzado satisfactoriamente el ecosistema de referencia.

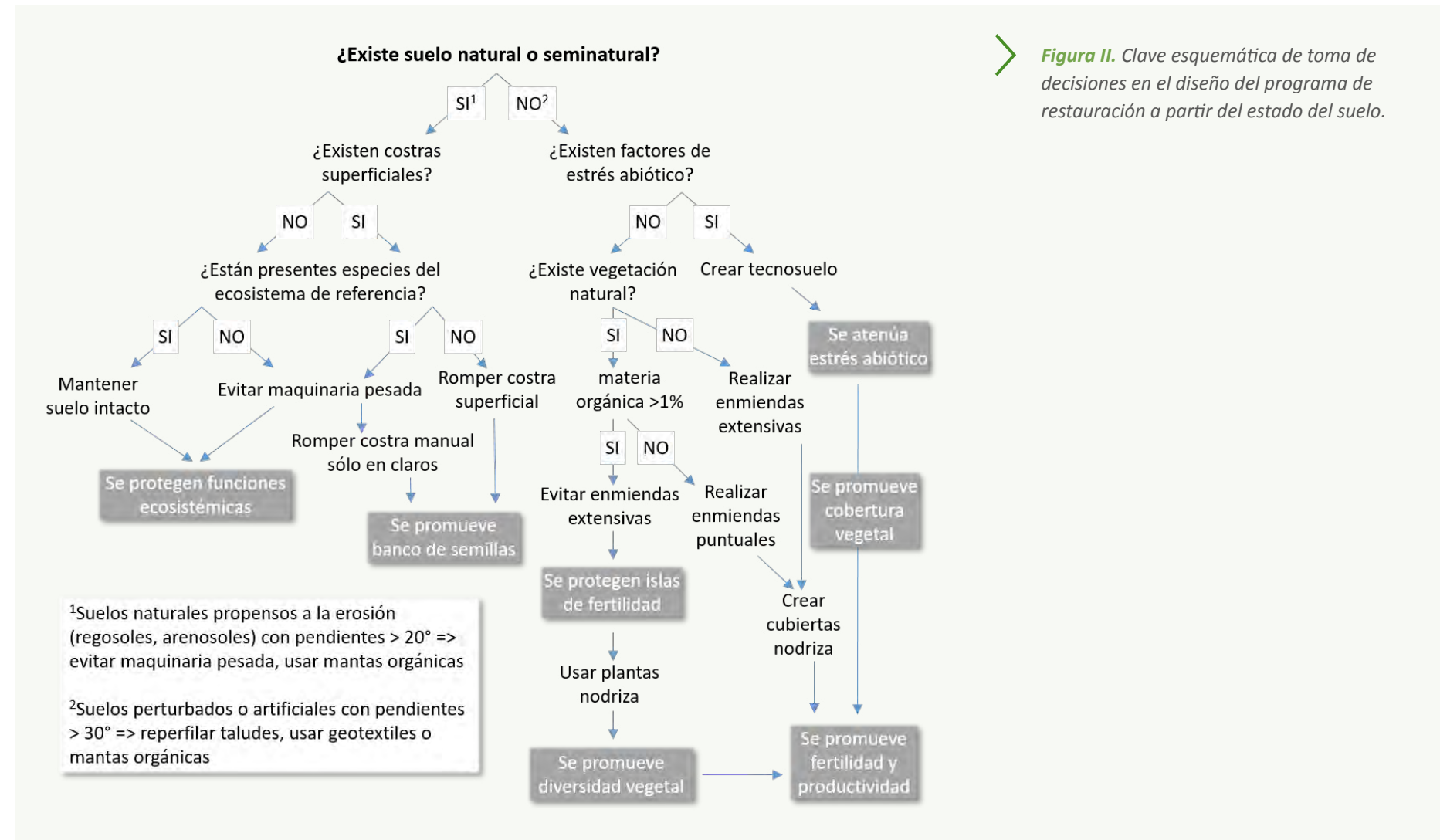


Figura II. Clave esquemática de toma de decisiones en el diseño del programa de restauración a partir del estado del suelo.

En muchos casos un mismo hábitat puede utilizarse como ecosistema de referencia o simplemente como una etapa de transición hacia este. Un ejemplo habitual lo tenemos en muchas arbustadas (lentiscas, coscojares, espinares o palmitares) del tipo de hábitat 5330, «Matorrales termomediterráneos y preestépico». Estos pueden ser ecosistemas de referencia ideales en muchas orientaciones N, en piso termomediterráneo semiárido, y orientaciones S, en termomediterráneo seco. Sin embargo, deben ser tratadas en muchos casos como etapas de transición hacia encinares en los pisos termomediterráneo subhúmedo y húmedo. De modo similar, muchos espartales y lastonares que forman parte del tipo 6220, «Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea* (*)», pueden ser ecosistemas de referencia puros o en mosaico con matorrales en laderas rocosas de solana del piso termomediterráneo semiárido o seco, mientras que en las umbrías de las mismas localidades preferentemente tendrían un papel secundario como etapas de transición hacia arbustadas del hábitat 5330 o diversas formaciones forestales.

4. Diseño de un programa de restauración: metodología, herramientas y problemas habituales en el diseño y ejecución del proyecto

Una vez conocido el tipo y nivel de perturbación del ecosistema podemos diseñar el modelo de restauración a seguir para alcanzar el ecosistema de referencia. La elección del modelo no sólo se basa en el conocimiento de la historia de usos, sino que debe tener en cuenta las posibilidades reales de ejecución, manejo y gestión futura (financiación, titularidad del suelo) del ecosistema restaurado. Se trata de evitar desviaciones de la trayectoria hacia el ecosistema de referencia debido a nuevas perturbaciones (riesgo de incendio, presión ganadera, nuevas roturaciones, tendencias climáticas regionales, etc.).

Existen tres modelos básicos de restauración: i) **recuperación** de un ecosistema que ha sufrido cambios leves, moderados o severos que reducen su composición, estructura y funcionalidad ecológica; ii) **sustitución** de un ecosistema con cambios severos o drásticos por otro funcionalmente similar; y iii) **transformación** de un ecosistema en otro diferente, o en otro tipo de uso de suelo, al ser totalmente eliminado el ecosistema original, cuya matriz paisajística también ha sido irreversiblemente alterada. Un muestrario del modelo de restauración aconsejado según el tipo de perturbación se puede consultar en [Navarro-Cano et al. \(2017: 56\)](#).

Los tres factores clave en el diseño del programa de restauración son: i) la preparación del suelo, ii) la elección de especies y iii) el método de implantación de estas. En relación con estos factores, el éxito de la restauración dependerá de que se responda adecuadamente a tres preguntas: **¿existen limitaciones edáficas?**, ¿se cumplen los requerimientos de nicho de la comunidad que conforma el ecosistema de referencia? y ¿qué grado de intervención admite el ecosistema perturbado? La contestación a la primera de las preguntas obligará a la toma de decisiones que pueden determinar el éxito de la restauración (véase la [figura II](#)). Cabe recordar que, para conocer el nivel de perturbación del ecosistema, resulta fundamental su división en unidades ambientales y el estudio del estado de suelo (fertilidad física y química, pH, salinidad, contaminantes). Se trata de análisis relativamente baratos (a menudo < 5 % del presupuesto de restauración), para los que necesitaremos un número de muestras representativo de la heterogeneidad ambiental de la zona a restaurar. Factores como la litología, orientación y pendiente se deben tener en cuenta siempre, ya que condicionarán el estado del suelo y determinarán la creación de sectores de restauración diferentes dentro de un mismo ecosistema.

¿Se cumplen los requerimientos de nicho de la comunidad de referencia? La ausencia de un suelo natural o seminatural con un mínimo de fertilidad física y química y/o de restos de vegetación naturales suele ser indicador de ausencia de esas condiciones mínimas. En ese caso, es necesario diseñar actuaciones de acondicionamiento del hábitat (cubiertas facilitadoras, *mulch*, enmiendas puntuales) o valorar la posibilidad de establecer una primera comunidad de transición, que a medio plazo (5-15 años) facilite el establecimiento de la comunidad de referencia final. A menudo se implanta directamente la comunidad característica del ecosistema de referencia sin valorar si cada una de las especies tiene las condiciones ecológicas adecuadas. Esto puede llevar a marras generalizadas y al establecimiento de comunidades oportunistas que aprovechan las condiciones generadas tras la preparación del suelo. Resulta habitual ver plántulas de matorral o arbustivas con crecimientos mínimos rodeados de comunidades ruderales espontáneas, beneficiadas por movimientos extensivos de tierras. La mejor manera de evitarlo es reducir al máximo la preparación del suelo (véase de nuevo la [figura II](#)). El establecimiento en una primera fase de pastizales del hábitat 6220 puede ayudar a fitoestabilizar un

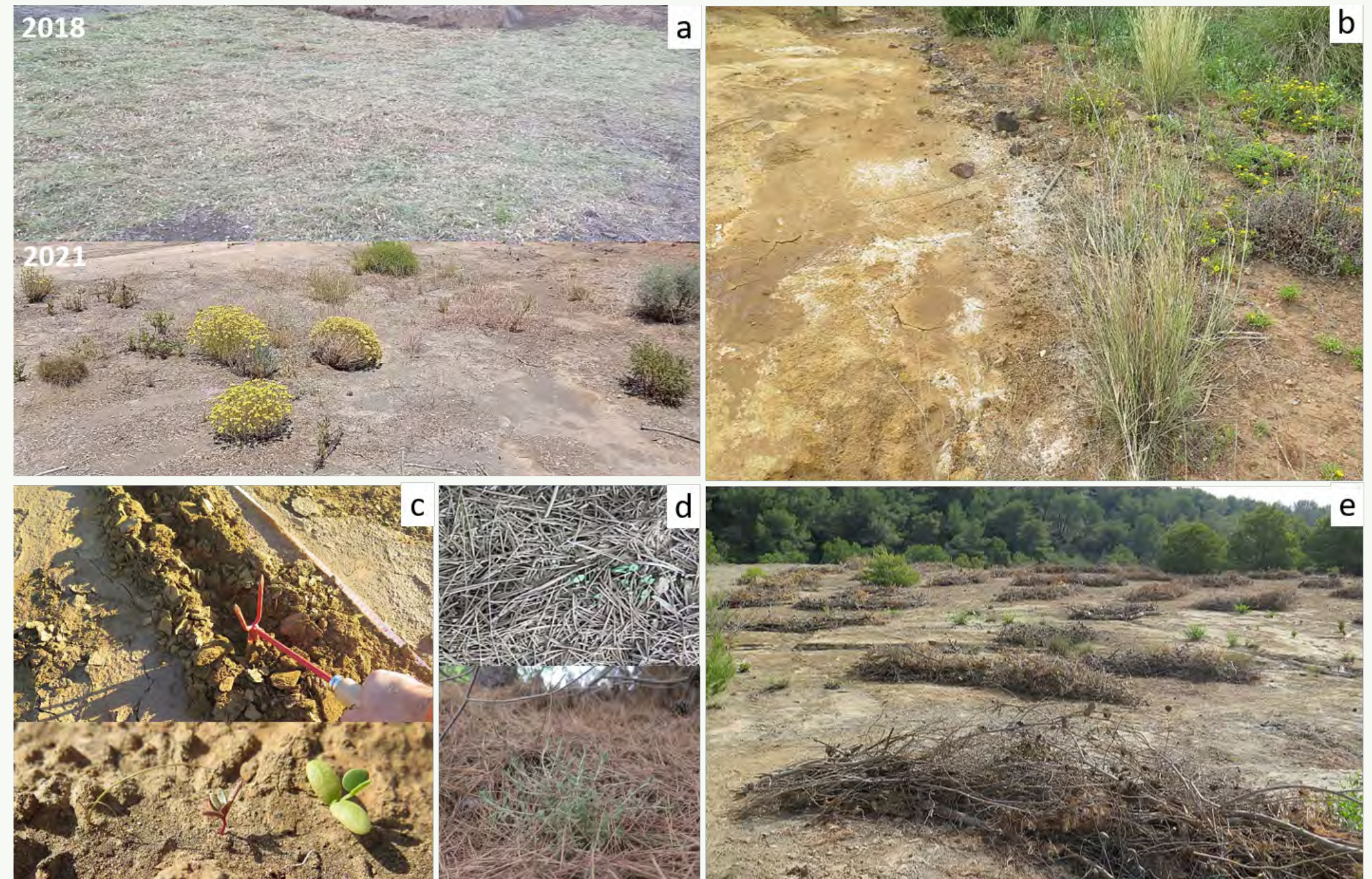


Figura III. Ejemplos de introducción de matorrales y pastizales mediante técnicas blandas. a) Acolchado o mulch de 1-2 cm de espesor con virutas de pino sobre suelo minero desnudo en condiciones semiáridas, posterior siembra a voleo de mezcla de matorral y herbáceas (arriba) y aspecto 40 meses después. b) Balsa de residuos de minería metálica sin vegetación en su lado izquierdo y sellado con filitas y adición de suelo superficial con plantación de matorrales en el lado derecho; 10 años después se ha consolidado una comunidad mixta de matorral y pastizal. c) Siembra manual mediante surquillos de mezcla de especies (arriba) y emergencia de plántulas en ausencia de riego (abajo). d) Emergencia de plántulas del endemismo *Teucrium carthaginense* sembradas bajo copa de pino carrasco (arriba) y ejemplar consolidado un año después (abajo). e) Cubiertas construidas manualmente con restos de poda de pino, que están actuando como nodrizas al retener semillas y favorecer el establecimiento vegetal bajo ellas.

área desnuda, propensa a la erosión y poco productiva. En una segunda fase se puede usar la heterogeneidad microambiental que ofrecen manchas de vegetación perenne, vaguadas o la pedregosidad superficial para introducir la comunidad de matorral final en mosaico con el pastizal establecido. El uso de plantas nodriza o cubiertas naturales que las imitan es una opción barata y poco agresiva para el establecimiento mediante siembra de pastizales y matorrales sobre suelos muy exigentes y propensos a la erosión, como campos abandonados sobre margas, terraplenes de pendiente suave o suelos mineros (*figura III*).

¿Qué grado de intervención admite el ecosistema perturbado? En ambientes semiáridos y secos de la península ibérica abundan los ejemplos de antiguas repoblaciones forestales en las que el establecimiento mecanizado de coníferas sobre laderas con alto potencial erosivo generó un impacto geomorfológico irreversible, aunque en algunos casos se consiguieran supervivencias aceptables de las plantaciones. Se trata de una lección aprendida que no elude el reto de restaurar estas laderas para mejorar su funcionalidad ecológica. En muchas de ellas, las formaciones de pastizal y matorrales podrían considerarse ecosistemas de referencia. Ahora bien, se debe reducir al máximo la preparación del suelo y la mecanización extensiva del método de plantación. A menudo se usa el ahoyado con plantación de plántones, incluso para establecer comunidades de matorral y pastizal de baja longevidad y que reclutan fácilmente de semilla (e. g., *Thymus*, *Teucrium*, *Lavandula*, *Rosmarinus*, *Cistus*, *Coronilla*, *Anthyllis*, *Limonium*, *Stipa*, *Hyparrhenia*, *Dactylis*, *Lygeum*). No obstante, existen evidencias de la utilidad de las siembras en restauración con diversas especies en zonas secas de todo el globo (Shackelford *et al.*, 2021). La existencia de problemas de depredación de semilla en muchos casos no justifica que la siembra quede relegada a determinadas obras de ingeniería, como los taludes de infraestructuras de transporte (Valladares *et al.*, 2011). En el caso de los matorrales y pastizales mediterráneos, urge multiplicar los ensayos piloto para optimizar el uso de metodologías de siembra en todo tipo de ecosistemas perturbados, dado el potencial de mejora coste/beneficio con respecto a la plantación en hoyo (*tabla III*). Por regla general, en áreas termo- y mesomediterráneas semiáridas o secas es recomendable la siembra entre septiembre y noviembre para aprovechar la estación húmeda y favorecer el establecimiento antes de la sequía estival. Navarro Cerrillo *et al.* (2021) recogen un compendio de técnicas de siembra utilizadas en repoblaciones forestales, muchas de las cuales son válidas o pueden adaptarse a programas de restauración de matorrales y pastizales mediterráneos. Otras obras de consulta que tratan las posibilidades de las siembras de baja mecanización adaptadas a zonas secas son las de Bainbridge (2012) o Navarro-Cano *et al.* (2017).

Ventajas	Inconvenientes	Soluciones
Ahorro de costes de propagación en vivero de especies poco longevas.	Algunas semillas requieren conservación a baja temperatura.	Optimizar la recolección a la demanda anual.
Ahorro de costes de preparación de suelo y plantación.	Necesidad de escarificado si existe encostramiento superficial; protección contra granívoros a densidades altas.	Estimar previamente la densidad de fauna granívora y jabalí (<i>Quercus</i>).
Permite el uso de planta local adaptada a clima y suelo.	Hay que conocer poblaciones semillero y su fenología reproductiva.	Estudio previo adaptado a cada proyecto.
Puede mecanizarse y combinarse con tratamientos protectores, fertilizadores.	Encarecimiento de costes y limitación de alcance para evitar tránsito de maquinaria (hidrosiembras, sembradoras).	Siembras manuales en microambiente; bombas de semillas para un mayor alcance manual.
Favorece la selección natural de genotipos en campo y autorregeneración.	La emergencia en campo es muy inferior a la germinación en condiciones controladas.	Realizar ensayos piloto previos para optimizar densidad de semilla/m ² .
Puede adelantarse la siembra para evitar riego de establecimiento.	Mayor riesgo de depredación o mortalidad de semillas sin dormición.	Uso de plantas nodriza, cubiertas facilitadoras, mulch de espesor < 2 cm.
Las semillas perduran un segundo año en ausencia de precipitaciones.	Tan sólo en semillas con dormición física.	Selección adecuada de las especies de siembra.
Puede aplicarse en pendientes sin necesidad de pisar.	Encarecimiento de costes si se usan medios aéreos.	Uso de drones en vez de avionetas para lugares inaccesibles.
No requiere colocación y retirada de protectores antiherbívoros.	Puede requerir uso de protectores de semillas (<i>Quercus</i>).	Conocer densidad de granívoros: uso de nodrizas, cubiertas, <i>mulch</i> .
Puede usarse para crear comunidades mixtas.	Complica la siembra homogénea, tanto manual como mecanizada.	Separar siembras por tamaño de semillas.

Tabla III. Diez razones para usar siembras en programas de restauración de pastizales y matorrales mediterráneos.

El uso de plántones en hoyo se recomienda para la implantación de especies de matorral o arbustivas en los siguientes casos: i) especies relativamente longevas (> 20 años), ii) especies con semillas de viabilidad germinativa relativamente baja, iii) con poca producción de semilla, iv) con semillas sin dormición, v) plantas de fruto carnoso, vi) cuando hay riesgo alto de depredación y/o vii) para plantas que requieren densidades de plantación relativamente bajas (< 800 pies/ha). Se suele usar con géneros como *Rhamnus*, *Quercus*, *Pistacia*, *Phyllirea*, *Arbutus*, *Olea*, *Chamaerops* o *Juniperus*, entre otros. Existen diversos métodos de plantación aplicables (véanse Navarro Cerrillo *et al.* [2021]; Bainbridge [2012]; Navarro-Cano *et al.* [2017]). En cualquier caso, el ahoyado en suelos muy superficiales (< 15-25 cm), con roca madre dura o en pendientes propensas a la erosión puede ocasionar altas mortalidades de plantación en especies arbustivas. En esos casos, conviene limitar el ahoyado a bolsas de suelo o posiciones topográficas estables y reforzar la plantación con matorrales y pastizales, replanteándose la posibilidad de usar siembras para minimizar riesgos.

Los principales problemas para el éxito de plantaciones mediante ahoyado tienen que ver con la elección de la especie y la fecha de plantación. Conviene que se realice entre octubre y diciembre, con suelo húmedo, y que aquella tenga un riego de establecimiento o lluvias durante la semana posterior de al menos 20 l/m². No obstante, incluso plantaciones tempranas pueden fracasar en un mal año

hidrológico y en ausencia de riegos de emergencia. Plantaciones en taludes y terraplenes con escasa capacidad de retención de agua también son propensas a marras generalizadas por baja disponibilidad hídrica, al menos en solanas. Normalmente los plántones se protegen con mallas antiherbívoros sintéticas. Estos protectores deben retirarse a los 3 años para evitar problemas de crecimiento, práctica que a menudo queda fuera del ámbito presupuestario de la obra y no se realiza (*figura IV*). Por ello, cada vez más se usan protectores biodegradables, que tienen el inconveniente de no estar adaptados en muchos casos a especies de matorral, espinosas o con copas bajas y abiertas, por lo que los plántones de algunas especies pueden quedar excesivamente confinados.

5. Adaptación al cambio climático de los proyectos de restauración de pastizales y matorrales mediterráneos

Existen tres estrategias principales (no excluyentes) para la adaptación de proyectos de restauración al cambio climático: i) mantener las especies del ecosistema de referencia ajustando la proveniencia de la planta para incorporar genotipos más resistentes al estrés climático; ii) mantener las especies del ecosistema, pero limitar densidad y micrositiros de plantación a microambientes protegidos; y iii) sustituir las especies de plantación por especies más resistentes al estrés cli-

mático. En todos los casos, lo ideal es contar con modelos predictivos de cambio climático y hábitat potencial de especies bajo distintos escenarios a escala local o regional antes de tomar una decisión acerca del ecosistema de referencia (ver, e. g., Esteve *et al.*, 2010). Cuando no se cuenta con esa información (la mayoría de los casos), dadas las tendencias climáticas negativas para el conjunto del Mediterráneo, conviene ser conservador en la elección del ecosistema de referencia. Hay que recordar que en relieves con alineaciones E-O, habituales en la península ibérica, se produce una alta heterogeneidad ambiental, no sólo en la radiación y termicidad (umbría-solana), sino también en la profundidad de suelo, debido a la retroalimentación negativa de procesos erosivos tras cambios históricos de uso de suelo. Por ello, resulta idóneo diseñar proyectos de restauración en los que el ecosistema de referencia se ajusta a cada unidad ambiental de la parcela. Resulta también fundamental aumentar la diversidad fenotípica de especies del ecosistema de referencia para maximizar la redundancia funcional y la recuperación de funciones ecosistémicas. En este sentido, la incorporación de pastizales y matorrales en mosaico, incluso en sectores de la parcela de vocación forestal o arbustiva, será de gran utilidad. Otras medidas de adaptación aplicables pasan por el ajuste a la baja de las densidades de plantación en hoyo, el aumento de la densidad de siembra o de la rugosidad superficial mediante cubiertas o *mulch* con material vegetal (Oreja *et al.* [2020]; véase el caso práctico 57 Life Tetraclinis, basado en el LIFE13 NAT/ES/000436 LIFE-TETRACLINIS-EUROPA). Durante las tres últimas décadas se han ensayado diversas técnicas para favorecer el establecimiento de la planta introducida en áreas secas (cuencas de contorno discontinuo, hidrogeles, *cocoons*, etc.). Conviene valorar el coste/beneficio de cada una de ellas en plantaciones de especies de escasa longevidad. Como se explica en el apartado siguiente, el éxito final no estriba en conseguir la supervivencia de los plantones, sino su autorregeneración, por lo que técnicas centradas en la supervivencia de la plantación no garantizarán el reclutamiento a partir de sus propágulos en un contexto de calentamiento global.

En la **figura V** se esquematiza un perfil montañoso frecuente en la mitad sur peninsular. Supongamos que existe suelo natural de perfil heterogéneo pero la cubierta vegetal original ha sido perturbada por años de leño, sobrepastoreo, cultivo marginal y/o incendios. Durante décadas, muchos de estos relieves han sido repoblados con diseños homogéneos que incluían preparación extensiva de suelos altamente mecanizada y monocultivos de coníferas. Actualmente se propone un diseño ajustado a la heterogeneidad ambiental del sitio y una baja mecanización para respetar el suelo existente y los restos de vegetación natural. Como ecosistema de referencia, se elige un mosaico de hábitats de matorral y pastizal mediterráneos dominantes en solana y arbustivas con matorral y pastizal en umbría. Se persigue favorecer la adaptación al cambio climático del ecosistema de referencia. El crecimiento de la vegetación implantada será más lento, pero se espera que muestre más resistencia ante eventos de sequía prolongada al haberse seleccionado la especie y el microsítio de plantación de cada especie, y más resiliencia al tener mayor diversidad funcional y no haberse alterado el perfil de suelo.



Figura IV. Distintos tipos de protectores usados para plantones arbustivos o de matorral, con sus ventajas e inconvenientes. a) Cubierta natural (de pino), con tiempo aproximado de montaje de 10 minutos, no necesita retirada. b) Protector de plástico amplio, con tutores de bambú, de fácil colocación y retirada en 3-5 años según la especie. c) Protector de malla ancha y tutores metálicos, efectivo incluso contra jabalíes, aunque de colocación costosa y retirada recomendada en 5-8 años. d) Contenedor biodegradable, de fácil colocación, aunque fácilmente deformable y estrecho para algunas especies. e) Contenedor plástico barato y fácil de colocar, pero estrecho, débil y demasiado oscuro para muchas arbustivas bajo copa. f) Contenedor plástico barato y fácil de colocar, pero estrecho, no apto para especies espinescentes, difícil de retirar sin dañar el plantón después de 3 años, como se observa en la imagen. g) Plantón de mirto de 9 años de edad que conserva el contenedor plástico estrecho, con riesgo de estrangulamiento y reviramiento de ramas.

6. Seguimiento y evaluación del éxito de la restauración: indicadores a corto, medio y largo plazo

Como norma general, el éxito de una restauración ecológica se logra una vez que se recupera en gran medida la funcionalidad del ecosistema y se consigue alcanzar la estructura y composición del de referencia. No obstante, conviene recordar que no es la supervivencia de la vegetación implantada (condición necesaria), sino su autorrege-

neración, el mejor indicador de éxito. Para ello es necesario que las plantas alcancen la edad reproductiva y se detecte reclutamiento natural a partir de estas. La evolución del suelo y la recuperación en estructura y composición del resto de los niveles tróficos del ecosistema completan los requisitos para considerar exitosa una restauración.

La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica recomienda el seguimiento y evaluación del éxito de la restauración mediante el sistema «Cinco

Estrellas» y la «Rueda de Recuperación Ecológica», basada en seis atributos clave del ecosistema (Gann *et al.*, 2019) con los que se puede medir a partir de indicadores ecológicos la evolución en el tiempo de un programa de restauración. Aunque los indicadores y su evolución temporal deben estar adaptados a cada sitio, en la **tabla IV** se sugieren varios indicadores específicos que pueden ser útiles tanto en restauración de hábitats de matorral como en pastizales mediterráneos.

Atributos	Indicadores del nivel de recuperación		
	Corto plazo/1-5 años	Medio plazo/5-15 años	Largo plazo/> 20 años
Amenazas¹			
Cultivo, sobrepastoreo, incendio, desmonte, cubrición, etc.	Cese o < tasa de afección dentro	Cese dentro y < tasa de afección exterior	Cese exterior
Especies invasoras	< Cobertura/presencia y reclutamiento dentro	Nula cobertura/presencia y reclutamiento dentro	Nula cobertura y reclutamiento exterior
Contaminación química	≤ Concentración de contaminante dentro	< Concentración dentro	< Concentración dentro < Concentración fuera
Condiciones físicas			
Sustrato físico	= Tasa de erosión	< Tasa de erosión	< Tasa de erosión > Fertilidad física
Sustrato químico	= Materia orgánica y nutrientes	≥ Materia orgánica y nutrientes	> Materia orgánica y nutrientes
Condiciones termohídricas	= % Humedad y T en superficie	> % Humedad y < T en superficie	> % Humedad y < T en superficie
Composición de especies			
Plantas objetivo	Supervivencia > 50 % Crecimiento > 50 % > Cobertura vegetal	Reproducción > 50 % de supervivientes ≥ Cobertura vegetal	Reclutamiento natural > 50 % de supervivientes ≥ Cobertura vegetal
Animales objetivo	> Abundancia de polinizadores Campeo predadores	> Abundancia de polinizadores Reproducción	≥ Abundancia de polinizadores Incremento poblacional
Bacterias y hongos objetivo	≥ Abundancia de bacterias heterótrofas y hongos micorrizógenos	≥ Abundancia de bacterias heterótrofas y hongos micorrizógenos	> Abundancia de bacterias heterótrofas y hongos micorrizógenos
Diversidad estructural²			
Diversidad vegetal	> Sp. ecosistema de referencia > Diversidad fenotípica	≥ Sp. ecosistema de referencia > Diversidad fenotípica	≥ Sp. ecosistema de referencia ≥ Diversidad fenotípica
Niveles tróficos presentes	≥ Diversidad de cada nivel trófico	> Diversidad de cada nivel trófico	≥ Diversidad de cada nivel trófico
Mosaico espacial	> Diversidad de manchas	> Diversidad de manchas	≥ Diversidad de manchas
Funciones ecosistémicas			
Fertilidad, productividad	Óptima concentración de nutrientes en hoja > Biomasa vegetal	Óptima concentración de nutrientes en hoja > Biomasa vegetal	Óptima concentración de nutrientes en hoja ≥ Biomasa vegetal
Interacciones ecológicas	> Servicios de polinización	> Servicios de polinización	≥ Servicios de polinización
Resistencia, resiliencia	≥ % Sp. rebrotadoras ≥ Banco de semillas	≥ % Sp. rebrotadoras ≥ Banco de semillas	≥ % Sp. rebrotadoras > Banco de semillas
Intercambios externos			
Flujos de materia y energía	< Entrada flujos negativos (e. g., fuego, sales, contaminantes)	< Entrada flujos negativos	> Salida flujos positivos (humedad, hojarasca, polinizadores)
Flujo génico	≤ Entrada polen/semillas no deseables	< Entrada polen/semillas no deseables	> Salida polen/semillas ecosistema de referencia
Interconexión de hábitats	> Cobertura vegetal	> Cobertura vegetal	≥ Cobertura vegetal

¹ Dentro y en el exterior del ecosistema restaurado.

² Diversidad ponderada por la abundancia de cada especie.

Tabla IV. Atributos clave del ecosistema en restauración, con perturbaciones habituales e indicadores útiles para medir su evolución. Cada periodo de seguimiento se compara con el anterior, considerándose sólo cambios estadísticamente significativos. A corto plazo la comparación se hace con respecto a la situación previa a la restauración. **Fuente:** modificado a partir de Gann *et al.* (2019).

Dependiendo del ecosistema de referencia elegido, la restauración completa puede llevar, en el mejor de los casos, de 3 a 8 años en pastizales y herbazales con predominio de especies anuales o de vida corta que alcancen la edad reproductiva en 1-3 años (algunos subtipos del hábitat 6220 y 6110). En el caso de la mayoría de matorrales y comunidades arbustivas de los hábitats 5330, 5220 y 1430, así como en el de muchos pastizales perennes, el horizonte temporal de restauración completa puede oscilar entre los 10 y 20 años. En estos casos, aunque la edad reproductiva debe alcanzarse en la mayoría de los casos a los 2-4 años (e. g., en *Lamiaceae*, *Cistaceae*, *Fabaceae*, *Poaceae*, *Plumbaginaceae*, *Boraginaceae*, *Cruciferae*), no es raro observar retrasos en el desarrollo si las condiciones ecológicas no son adecuadas. Algunos matorrales y comunidades arbustivas o preforestales de los hábitats 5220, 5210 y 9570 pueden requerir al menos 25 años hasta alcanzar una estructura y funcionalidad óptimas como ecosistema de referencia. En muchas ocasiones se observa a medio plazo una supervivencia alta de la vegetación implantada, pero crecimientos escasos y capacidad reproductiva muy baja. En géneros como *Juniperus*, *Rhamnus*, *Pistacia*, *Phyllirea*, *Olea*, *Retama*, *Salsola*, *Chamaerops*, *Periploca* o *Ziziphus* la edad reproductiva en campo no se alcanza al menos hasta 5 años después de la plantación, pero puede mantener producciones de frutos relativamente bajas durante muchos años si no se consigue un sistema radical equilibrado y profundo.

Determinados hábitats de matorral y pastizales de degradación en zonas termo- o mesomediterráneas secas o subhúmedas deberían ser considerados como etapas intermedias en la restauración de hábitats con potencialidad forestal, por lo que, una vez establecidos, si no existen sustratos especiales que detengan la dinámica vegetal, su estructura y composición debería desvirtuarse en favor de la comunidad característica del ecosistema de referencia, bien de manera natural, bien tras una segunda fase de intervención. En modelos de restauración de tipo «sustitución» o «transformación», en los que el suelo natural está severamente dañado o ha desaparecido por completo, es habitual que tras la creación de suelos artificiales (enmiendas o tecnosuelos) aparezcan durante los 3-5 primeros años comunidades espontáneas de herbáceas ruderales en respuesta a los pulsos de N aportado. Estas comunidades nitrófilas irán perdiendo importancia paulatinamente en favor del ecosistema de referencia a medida que la disponibilidad de nutrientes se estabilice y la escasez de agua favorezca a especies tolerantes al estrés.

7. Lecciones aprendidas

Conservar el suelo disponible. Reducir al máximo la preparación del suelo para restaurar matorrales y pastizales en áreas que conserven suelo natural o seminatural es fundamental para el éxito de la restauración. En áreas mediterráneas el suelo es un recurso frágil, de lento desarrollo y propenso a la degradación.

Introducir el factor humano en la elección del ecosistema de referencia. Muchos matorrales y pastizales difícilmente serán percibidos adecuadamente como referencia con respecto a una masa forestal sin un trabajo previo de estudio y

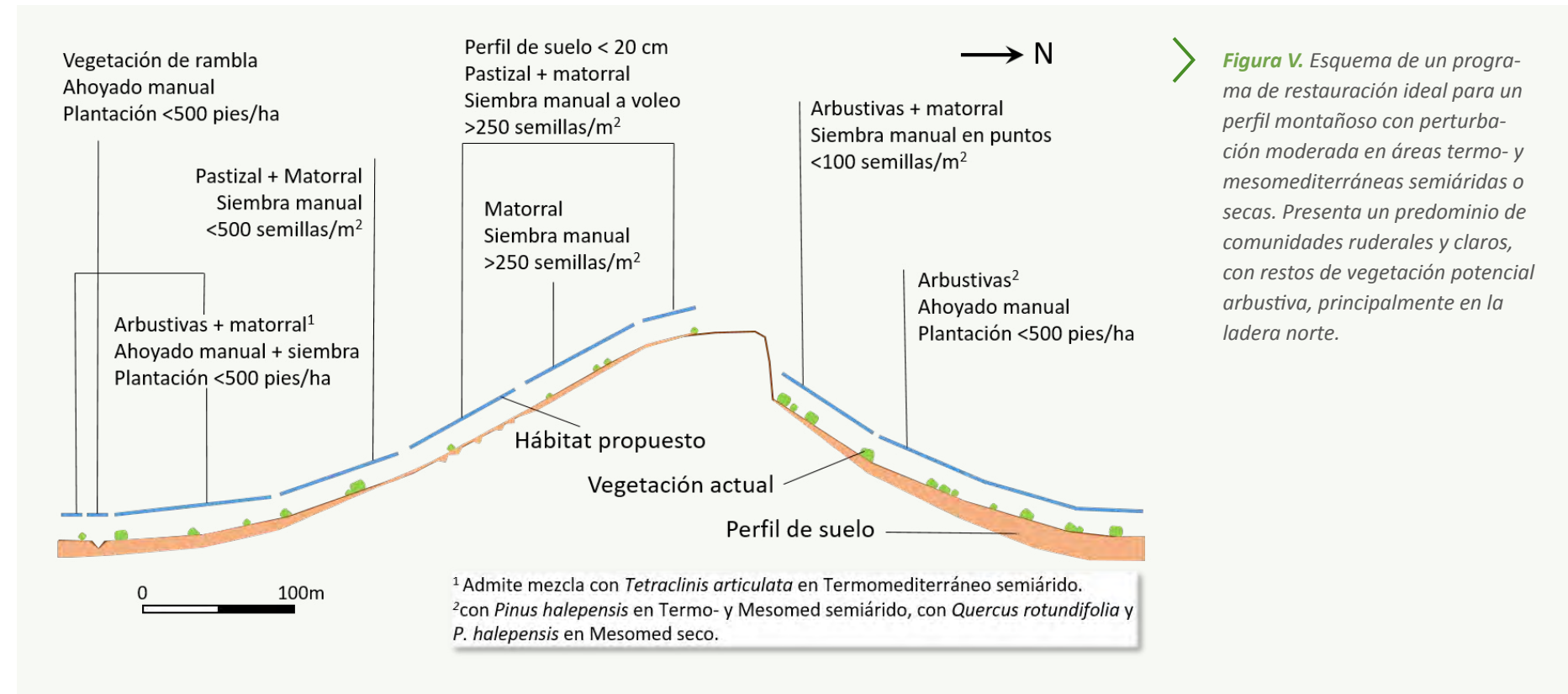


Figura V. Esquema de un programa de restauración ideal para un perfil montañoso con perturbación moderada en áreas termo- y mesomediterráneas semiáridas o secas. Presenta un predominio de comunidades ruderales y claros, con restos de vegetación potencial arbustiva, principalmente en la ladera norte.

adecuación del proyecto a las necesidades de la población local. Incorporar las necesidades locales mediante un consenso entre objetivos técnicos y demandas sociales favorecerá la continuidad de la restauración.

Disponibilidad de planta. A menudo se selecciona un ecosistema de referencia que incluye especies o proveniencias no disponibles en viveros locales, sobre todo cuando se incluyen matorrales y pastizales endémicos de distribución restringida. Tan sólo la planificación y acuerdo de producción con viveros públicos o privados locales evitará cambios de última hora de las especies de plantación.

En áreas quemadas, lo mejor es no tocar. El fuego es una de las perturbaciones habituales en ecosistemas mediterráneos. Sin embargo, con recurrencias bajas no tiene un impacto severo sobre matorrales, pastizales y arbustadas, que pueden recuperar su estructura, composición y funcionalidad en pocos años.

Siembra mejor que plantación. Sobre todo, con especies poco longevas (< 20 años), de raíz superficial (< 30 cm profundidad) y con semillas que no requieren pretratamiento. Pero el método de establecimiento requerirá de ensayos piloto previos para ajustar fecha de siembra, densidad, técnica y micrositos de siembra adecuados.

Falta de profesionales para ejecución de obras de restauración. Existe un déficit de profesionales y empresas con formación adecuada para la ejecución de

restauraciones de baja mecanización (ahoyado manual, siembra no mecanizada, selección de micrositos de plantación, manejo selectivo del hábitat), lo que lastra el éxito de muchos proyectos de restauración de matorrales y pastizales. Conviene asegurar previamente la disponibilidad de personal cualificado para la ejecución.

Usar facilitación ecológica en situaciones de alto estrés. Tanto el uso de plantas nodriza como la imitación de estas mediante la creación de cubiertas protectoras de origen natural permite crear puntos de nucleación sin necesidad de alterar significativamente el suelo.

Reproducción indica éxito en restauración. A medio y largo plazo, la madurez sexual de la vegetación implantada, su producción de semilla y el reclutamiento a partir de esta es un buen indicador de éxito de una restauración. Es garantía de activación de procesos autoecológicos y efectos en cascada sobre otros niveles tróficos.

Casos prácticos recomendados

[6 CABEZO DE VENTURA](#)

[57 LIFE TETRACLINIS](#)

Bibliografía

Bainbridge, D.A. (2012) *A guide for desert and dryland restoration: new hope for arid lands*. Washington D.C.: Island Press.

Bartolomé, C. *et al.* (2005) Tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía básica. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

Cabello, J. *et al.* (2009) 5330 Matorrales termomediterráneos, matorrales suculentos canarios (macaronésicos) dominados por Euphorbias endémicas y nativas y tomillares semiáridos dominados por plumbagináceas y quenopodiáceas endémicas y nativas. En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Esteve-Selma, M.A. *et al.* (2010) Effects of climatic change on the distribution and conservation of Mediterranean forests: the case of *Tetraclinis articulata* in the Iberian Peninsula, *Biodiversity and Conservation*, 19(13), pp. 3809-3825.

Gann, G.D. *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration, *Restoration Ecology*, 27(S1), pp. S1-S46.

Navarro-Cano, J.A. *et al.* (2017) *Restauración ecológica en ambientes semiáridos: recuperar las interacciones biológicas y las funciones ecosistémicas*. Madrid: Editorial CSIC.

Navarro Cerrillo R.M. *et al.* (2021) Capítulo 15. Siembras y plantaciones. En: Pemán García, J. *et al.* Coord. *Bases Técnicas y Ecológicas del Proyecto de Repoblación Forestal*, Tomo I, pp. 722-780. Madrid: MITECO.

Oreja, B. *et al.* (2020) Constructed pine log piles facilitate plant establishment in mining drylands. *Journal of Environmental Management*, 271, 111015.

Pérez-Valera, E. (2018) Resilience to fire of phylogenetic diversity across biological domains, *Molecular Ecology*, 27(13), pp. 2896-2908.

Ríos, S. y Salvador, F. (2009) 6220 Pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales (*). En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

San Miguel Ayanz, A. (2009) Grupo 6. Formaciones herbosas naturales y seminaturales. En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Shackelford, N. *et al.* (2021) Drivers of seedling establishment success in dryland restoration efforts, *Nature Ecology & Evolution*, 5(9), pp. 1283-1290. <https://www.nature.com/articles/s41559-021-01510-3>

Tirado, R. (2009) 5220 Matorrales arborescentes con *Ziziphus* (*). En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Valladares, F. *et al.* Eds. (2011) *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. Madrid: Fundación Biodiversidad.

VV.AA. (2009) *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.



9. Bloque temático

Sistemas silvopastorales: la dehesa

Víctor Rolo Romero¹

¹Grupo de Investigación Forestal, INDEHESA, Plasencia, Universidad de Extremadura.

1. Ámbito y características ecológicas de la dehesa

Los sistemas silvopastorales son aquellos que combinan, de manera intencionada, la producción ganadera de plantas leñosas, nativas o plantadas, y/o los pastos herbáceos, con el fin de maximizar los beneficios de cada elemento en el mismo sitio (Jose, Walter y Mohan Kumar, 2017). La gran variedad de combinaciones posibles hace que sean uno de los sistemas agroforestales más extendidos. Así, bajo esta categoría se incluirían pastizales con arbolado disperso, setos, bancos forrajeros de especies leñosas o plantaciones pastoreadas, entre otros (Mosquera-Losada *et al.*, 2009). En la península ibérica, la dehesa destaca como el sistema silvopastoral de referencia por los valores ambientales, sociales y económicos que atesora, así como por su extensión, siendo el sistema silvopastoral más extenso de Europa (Den Herder *et al.*, 2017); sólo las dehesas de *Quercus spp.* perennifolios ocupan en torno al 5 % del territorio nacional (MITECO, 2019). Se caracteriza por ser un sistema donde se combina el arbolado disperso sobre una matriz de pastos herbáceos con, más o menos, presencia de manchas de matorral en función de la presión ganadera o agrícola (figura I).

El objetivo de la dehesa es el aprovechamiento de la vegetación herbácea y leñosa para la producción de ganado en régimen extensivo, principalmente vacuno, ovino, caprino y/o porcino (figura II). El aprovechamiento ganadero es, además, el origen de su existencia, pues las dehesas surgen del aclarado del monte mediterráneo mediante la eliminación del matorral y parte del arbolado. La distribución dispersa del arbolado mejora la producción de pastos y, a su vez, disminuye la competencia entre árboles, favoreciendo su crecimiento y producción de bellotas (Morán-López *et al.*, 2016). El arbolado, además de bellotas o ramón que son aprovechados por el ganado, provee de otros bienes como la leña o el corcho, en el caso de las dehesas de alcornoque (*Quercus suber*). Las dehesas son sistemas complejos donde conviven otros usos agrarios. El laboreo y cultivo de especies forrajeras o cereales de secano se ha empleado tradicionalmente para alimentar el ganado o para controlar la presencia de matorral. El mantenimiento de la dehesa se debe, por tanto, a la acción antrópica directa, que a través de su manejo conserva su estructura y su sistema de producción. En las últimas décadas, el uso de la dehesa para otros aprovechamientos como puede ser la caza mayor o el recreativo ha crecido en importancia.



➤ **Figura I.** Vista general de una dehesa situada en las Majadas de Tiétar (Cáceres), donde se aprecia la presencia de arbolado disperso. **Autor:** Víctor Rolo.



➤ **Figura II.** Aprovechamiento ganadero de la dehesa, bien por ganado porcino o vacuno (arenales del baldío de Velada, Toledo). **Autor:** Ignacio Mola.

La especie de árbol dominante de la dehesa es la encina (*Quercus ilex*) y en menor medida el alcornoque (*Q. suber*). También existen dehesas de otras quercíneas como quejigos lusitanos (*Q. faginea*), melojos (*Q. pirenaica*) o quejigos morunos (*Q. canariensis*), además de representantes de otros géneros como fresnos (*Fraxinus spp.*), pero su extensión es más reducida comparada con la encina y resulta muy frecuente la mezcla de diversas especies dentro de la misma dehesa (**figura III**). Las especies de matorral dominantes son del género *Cistus*, *Genista*, *Cytisus*, *Retama*, *Lavandula*, *Daphne*, *Erica* o *Halimium*, siendo su presencia y desarrollo muy dependiente de la intensidad de manejo (Díaz y Pulido, 2009). Las dehesas están salpicadas de diversos elementos del paisaje como estanques temporales, muchas veces favorecidos o creados para disponer de puntos de agua para el ganado, o elementos lineales como muros de piedra. Estos pequeños espacios son

hábitats de interés comunitario y de especial conservación, contribuyendo a su heterogeneidad y diversidad. Los pastos están dominados por especies anuales cuya composición depende en gran medida de las condiciones edafoclimáticas, del manejo y de la presión ganadera. Destacan dos tipos de formaciones en la dehesa: los vallicares de *Agrostis castellana*, que ocupan los fondos de los valles, y los majadales de *Poa bulbosa* con mayor presencia de especies perennes y leguminosas (Olea y San Miguel, 2006). En su conjunto, los niveles de diversidad de plantas vasculares de la dehesa son muy superiores a los descritos para otros sistemas antrópicos, equiparándose su densidad de especies a algunos sistemas tropicales (Díaz, Pulido y Maraño, 2003). La dehesa es un hábitat importante para especies amenazadas y protegidas emblemáticas como el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), el buitre negro (*Aegypius monachus*), la cigüeña negra (*Ciconia nigra*), el lince

ibérico (*Lynx pardina*) o las grullas comunes (*Grus grus*); y buena parte de la población europea utiliza este hábitat como zona de invernada. En torno a 140 especies incluidas en la directiva de hábitats y aves de la Unión Europea utilizan la dehesa en mayor o menor medida (Díaz, Tietje y Barrett, 2013). Debido a la singularidad de este sistema y a la alta biodiversidad que atesora, las dehesas son uno de los pocos sistemas antrópicos que están protegidos bajo la directiva de hábitats (Díaz y Pulido, 2009). La dehesa es un claro ejemplo de sistema de «alto valor natural». En los sistemas de alto valor natural, el amplio acervo de prácticas y usos tradicionales ha conducido a la creación y mantenimiento de hábitats seminaturales con un gran valor para la conservación de la biodiversidad (Plieninger *et al.*, 2015). Sin embargo, esta fortaleza de la dehesa se puede convertir en una debilidad si los cambios socioeconómicos provocan un abandono de estos usos tradicionales.

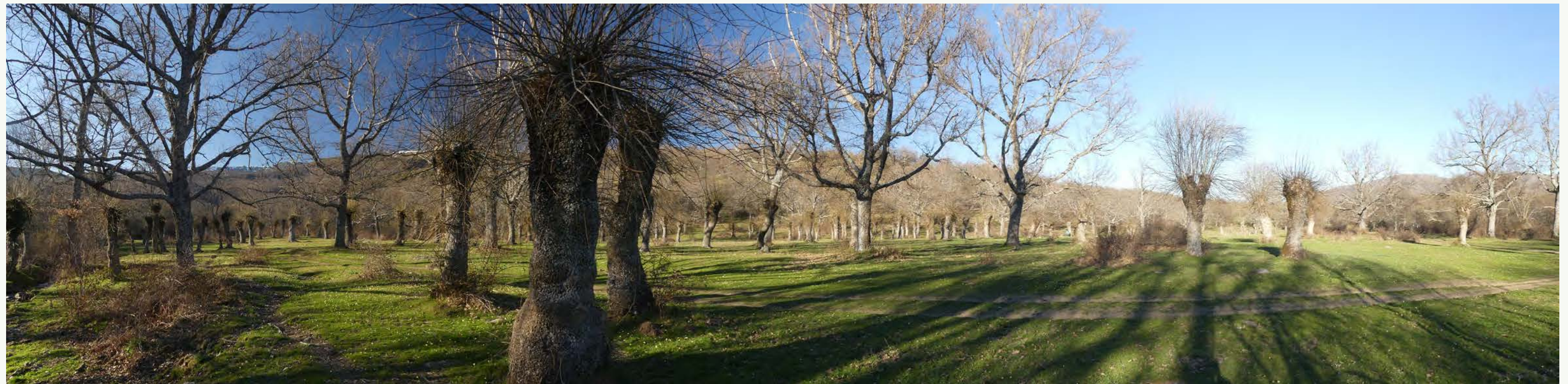
2. La perdurabilidad de la dehesa, una cualidad en entredicho

Los territorios del suroeste de la península ibérica que ocupa la dehesa se caracterizan por tener suelos pobres, con bajo contenido de materia orgánica, una orografía desfavorable para otros usos agrícolas y las limitaciones climáticas típica de zonas mediterráneas con una alta estacionalidad y variabilidad interanual. Estas características han permitido que el pastoreo extensivo sea una de las pocas opciones viables de uso en estos territorios. Hasta la primera mitad del siglo XX, este tipo de uso del suelo era el más extendido en el suroeste ibérico y en amplias zonas de la península. En el caso de la dehesa, el ganado ovino dominaba sobre el bovino. Además, se practicaba la trashumancia, es decir, el desplazamiento de largo recorrido del ganado para el aprovechamiento alternativo de los pastos, que permitía el cese estacional de la dehesa durante ciertos periodos del año. Sin embargo, a partir de la segunda mitad del siglo XX, los cambios socioeconómicos experimentados en España provocaron un cambio en el modelo de explotación de las dehesas. Así, la irrupción de

una mayor disponibilidad de piensos, el éxodo rural a las ciudades, el aumento del ganado bovino en detrimento del ovino y el abandono paulatino de la trashumancia ([véase el caso práctico 45 Life Cañadas](#)) han provocado un cambio sustancial en el modelo de gestión y de uso de los recursos de la dehesa. Esta tendencia se agudiza a partir del ingreso en la Unión Europea, cuando se produce un aumento sustancial de los sistemas de producción intensivo de leche y carne y un abandono progresivo del pastoreo extensivo (Moreno y Pulido, 2009).

En el contexto socioeconómico y tecnológico, los cambios producidos por el aumento de la agricultura intensiva y los incentivos introducidos por la política agraria común han resultado en una pérdida progresiva del conocimiento empírico tradicional, una caída gradual de la rentabilidad de la dehesa y un aumento de la degradación del sistema. En este contexto, las dehesas están experimentando unos cambios que conducen hacia la intensificación o el abandono (Papanastasis, 2004; Pinto-Correia, 2000), en ambos casos con graves consecuencias para la conservación del sistema.

Las dehesas que intensifican la explotación de sus recursos con el fin de aumentar la rentabilidad se caracterizan por un aumento de las cargas ganaderas, la eliminación intencionada del arbolado, el acortamiento de los ciclos de rotación de los cultivos o la conversión hacia una ganadería estante. Estos cambios se relacionan con una pérdida gradual de la calidad del suelo y de la diversidad, envejecimiento de la masa arbolada y falta de regeneración natural del arbolado (Plieninger, Pulido y Konold, 2003; Pulido *et al.*, 2018). Por el contrario, en aquellas dehesas donde se ha producido un cese del pastoreo, el matorral se expande rápidamente, al igual que en otros sistemas pastoreados ([véase el caso práctico 69 O2P Orreaga Roncesvalles](#)). La presencia de matorral juega un papel ambivalente; por un lado favorece la recuperación del suelo y la regeneración del arbolado (Rolo, Plieninger y Moreno, 2013; Ruiz-Peinado *et al.*, 2013), pero puede tener graves consecuencias en el funcionamiento y producción del ecosistema (Rolo *et al.*, 2012; Rolo y Moreno, 2011). Además, puede aumentar el riesgo de incendio ([véase el caso práctico 68 O2P Ocerredo](#)) y disminuir la cantidad de agua útil en un escenario de clima cambiante (Rolo y Moreno, 2019).



➤ **Figura III.** Dehesa de fresnos (*Fraxinus angustifolia*) y melojos (*Quercus pirenaica*). Los fresnos están podados, y se denominan trasmochos, para su aprovechamiento por parte del ganado a finales del verano/otoño y para leña (estribaciones de la sierra de Guadarrama, Madrid). **Autor:** Ignacio Mola.

Estos cambios profundos en el modelo de explotación de la dehesa producidos en las últimas décadas han permitido que se cuestione su perdurabilidad en el tiempo. Debido a la idiosincrasia de cada explotación y a la alta heterogeneidad del sistema es difícil encontrar un referente actual de un modelo tipo hacia el que se deberían orientar las actuaciones de restauración. Esta característica no es única de la dehesa, sino de los sistemas con una alta intervención humana. Como resultado, los referentes que se han establecido a la hora de restaurar la dehesa son bastantes genéricos, pero coinciden en la presencia de ciertos elementos distintivos (Plieninger *et al.*, 2021). Entre estos elementos destaca la presencia de una alta diversidad de múltiples usos del suelo que combinen el pastoreo, la explotación de recursos forestales, la presencia de cultivos y matorral, entre otros, de tal manera que se promueva la heterogeneidad espacial y temporal del sistema, resultando en un paisaje complejo. Dentro de esta complejidad, se incluye la presencia de elementos del paisaje como paredes de piedra, charcas, arroyos o incluso pequeños olivares, pues aportan nuevos hábitats favoreciendo la presencia de especies (Concepción *et al.*, 2020). La presencia de todos estos elementos, junto a la diversidad estructural de vegetales y usos, formaría múltiples ecotonos que favorecerían la conservación de la biodiversidad (Moreno *et al.*, 2015). Además de la multiplicidad de usos y elementos, la presencia del arbolado disperso requiere una mención especial al ser un rasgo singular de la dehesa, tratándose de un elemento clave con una gran influencia en el funcionamiento de estos ecosistemas (Manning, Fischer y Lindenmayer, 2006). Todo ello en un contexto donde el pastoreo extensivo sea predominante y se maximice el uso de los recursos locales en detrimento de los insumos externos. En definitiva, cualquier medida que se implemente para salvaguardar la provisión de bienes y servicios que ofrece la dehesa debe estar encaminada hacia la recuperación de los valores, usos y elementos tradicionalmente presentes.

3. La falta de regeneración natural y el envejecimiento del arbolado

La falta de regeneración del arbolado es un factor consustancial a los sistemas pastoreados. Este proceso se magnifica en el caso de las dehesas con ganado estante y altas cargas ganaderas. La falta de regeneración se evidencia por una escasez de juveniles y un exceso de individuos adultos (Pulido, Díaz e Hidalgo, 2001). La presencia de individuos adultos de gran porte suele estar negativamente relacionada con la abundancia de juveniles o plántulas, lo que evidencia cómo la falta de regeneración está asociada con dehesas que presentan una distribución homogénea de árboles envejecidos (Plieninger, Rolo y Moreno, 2010). Los principales cuellos de botella para una regeneración efectiva se encuentran no sólo en los primeros años tras el establecimiento de las plántulas, sino también en la falta de dispersores y la presencia de lugares seguros para la regeneración, como el matorral (Pulido *et al.*, 2010). La intensificación de la dehesa tiene un efecto directo sobre estos tres elementos, pues, por ejemplo, disminuye la presencia de dispersores, favorece la presencia de suelo desnudo impidiendo el establecimiento de plántulas al ser consumidas con mayor facilidad y promueve



➤ **Figura IV.** Plántula de encina creciendo al abrigo del matorral en una dehesa. **Autor:** Víctor Rolo.

el control excesivo de matorral que provoca una escasez de sitios seguros donde las plántulas eviten ser comidas.

Esta situación ha llevado a que se cuestione a la dehesa como un sistema estable, o más bien una etapa intermedia hacia la deforestación, estando abocadas a la conversión en pastos desarbolados, como ha ocurrido en otras partes del mundo donde el exceso de pastoreo ha propiciado la desaparición de la vegetación leñosa (Asner *et al.*, 2004; Joseph, Rakotoarivelo y Seymour, 2021). Algunos autores sugieren que para revertir esta situación es necesario el cese temporal del pastoreo. Esta práctica se apoya en la evidencia de un aumento de la presencia y abundancia de juveniles tras el cese (Rolo, Plieninger y Moreno, 2013),

acompañado de una capa de matorral, demostrando el papel facilitador del matorral en estos sistemas (**figura IV**). La principal crítica a esta opción está relacionada con los largos periodos de tiempo necesarios para alcanzar un resultado efectivo, que pueden superar los 15 años (Ramírez y Díaz, 2008). Otra opción intermedia sugiere el acotamiento de parcelas donde se cesa el pastoreo, que pueden rondar un 10 % de la superficie de la explotación, y su posterior rotación hasta completar la superficie de la finca, o el cese en verano acompañado de la protección de las plántulas que se establezcan o la siembra directa en lugares seguros. Todas estas medidas buscan potenciar los patrones naturales de regeneración de la dehesa sin incurrir en grandes esfuerzos financieros, como supondría una densificación o una reforestación.

En las últimas décadas, a la preocupación por la falta de regeneración se le añade el aumento de episodios de muerte súbita del arbolado, también conocido como seca, que acrecienta el estado de degradación de la dehesa (**figura V**). De manera general, el decaimiento del arbolado de la dehesa, y otros bosques mediterráneos, es un fenómeno complejo que incluye tanto factores bióticos y abióticos como de manejo (Gea-Izquierdo, Natalini y Cardillo, 2021; Hernández-Lambraño, De la Cruz y Sánchez-Agudo, 2019; Sánchez-Cuesta *et al.*, 2021). Así, la pérdida de encinas y alcornoques se relaciona con factores que generan debilitamiento en el arbolado, principalmente los periodos de sequía y el aumento de las temperaturas, y que predisponen para la muerte posterior (Gea-Izquierdo, Natalini y Cardillo, 2021). Debido a la predisposición climática, este proceso de decaimiento podría verse agravado en un escenario de cambio climático (Carnicer *et al.*, 2011). Además de los factores de debilitamiento asociados a las desviaciones del clima local, las podas o descorches inadecuados y las alteraciones drásticas del suelo, así como determinados patógenos, también influyen en el decaimiento del arbolado de la dehesa. Dentro de los patógenos, destaca la presencia del oomiceto *Phytophthora cinnamomi* relacionado con la podredumbre radical. Este patógeno prolifera en suelos encharcados y presenta mecanismos de dormición en suelos secos. Las peores condiciones para el árbol son las primaveras húmedas y cálidas con proliferación de zoosporas seguidas de veranos con alto déficit hídrico que afectan a árboles ya debilitados. La lucha contra este patógeno es compleja, de tal forma que se recomienda que las actuaciones se orienten hacia el control de la dispersión y la disminución de la cantidad de esporas. Así, es importante limitar la compactación del suelo, evitando el pastoreo continuo con altas cargas ganaderas, abrir nuevas rodadas con vehículos por el interior de las parcelas en periodos húmedos o promover prácticas que reduzcan la cantidad de materia orgánica en el suelo, como no mantener una cobertura vegetal suficiente a final de verano. También es importante limitar los movimientos de suelo desde zonas infectadas a zonas sanas, ya sea por labores o de forma natural por escofrentía.

4. Pautas a considerar para restaurar la dehesa

Restaurar una dehesa va a depender del agente causante de la degradación, diferenciando si se produjo por intensificación o abandono de su uso. Por ejemplo, en el caso del abandono, será la reducción de la cobertura de matorral la acción que cobre más interés. Sin embargo, revertir las tendencias conducentes hacia la degradación requiere una visión amplia de los factores que inciden en la creación y mantenimiento de este sistema. En las tendencias de intensificación o abandono, son los factores socioeconómicos las causas subyacentes. Por tanto, si sólo se consideran factores biofísicos, se puede incurrir en el mismo error que algunas medidas políticas que han obviado la singularidad del sistema al proponer medidas individuales que no tenían en cuenta la visión de conjunto (Plieninger *et al.*, 2021). En este sentido, es necesario incluir la participación y conocer las



➤ **Figura V.** Detalle de un foco de seca con la presencia de varios individuos adultos muertos situados en una zona de vaguada. **Autora:** María Vivas.

necesidades de los agentes interesados (ganaderos, gestores o propietarios) en los procesos de recuperación y en la toma de decisiones (véase el capítulo sobre participación ciudadana). De esta manera se puede maximizar la probabilidad de éxito de las intervenciones ([véase el caso práctico 63 Mosaico](#)). Aunque dentro de sus inquietudes los objetivos productivos suelen ocupar un lugar relevante, cada vez existe una mayor sensibilidad hacia el papel fundamental de mantener un ecosistema que funcione para garantizar la sostenibilidad. Siguiendo estos principios, los retos a los que se enfrenta la dehesa se pueden agrupar en las siguientes categorías (Moreno *et al.*, 2018):

- Protección del arbolado, mejora de la regeneración.
- Manejo pastoral.
- Producción y calidad de sus pastos.
- Protección del suelo y su fertilidad.
- Autonomía del forraje y mejora de la circularidad de materiales.
- La diversificación de las actividades de producción.
- Valoración de los diferentes productos.

Entre las soluciones propuestas para afrontar estos retos destaca la mejora y conservación del suelo como elemento pivotante para mantener o aumentar la producción y proteger el arbolado, sobre todo en el caso de las dehesas degradadas por su intensificación. La mejora del suelo se puede llevar a cabo de forma indirecta a través de la implantación del pastoreo rotacional, la siembra de praderas permanentes de leguminosas, permitiendo la presencia de matorral o evitando quedar el suelo desnudo tras el verano. Algunas de estas medidas tienen el potencial de mejorar la regeneración y la autonomía forrajera y calidad de los pastos. En última instancia, la conservación y restauración de la dehesa debe obedecer a la recuperación de un paisaje complejo donde el pastoreo extensivo junto a múltiples usos y elementos del paisaje se integren en una matriz de arbolado disperso. Esta recuperación de diversos elementos que aporten heterogeneidad al paisaje o la diversificación de hábitats redundará, además, en la conservación de su biodiversidad. La sostenibilidad de la dehesa podría beneficiarse de un sistema que provea a los agentes interesados de ventajas financieras por la provisión de servicios ecosistémicos y el alto valor natural y cultural de estos sistemas (Rolo *et al.*, 2020).

5. Indicadores y monitoreo del estado de la dehesa para evitar su degradación o evaluar los resultados de la restauración

La monitorización y evaluación de las intervenciones o del estado del sistema es un elemento fundamental para el manejo adaptativo de la dehesa. Sin el conocimiento del estado del sistema y de su dinámica temporal no sería posible tomar decisiones informadas para revertir trayectorias no deseadas o plantear soluciones a los síntomas de degradación que se observen. En las últimas décadas, se ha producido un cambio de paradigma en los tipos de indicadores que se deben monitorizar. Se ha pasado de medir los efectos de un determinado uso del suelo en la comunidad vegetal (como el pastoreo intensivo) a un monitoreo basado en el funcionamiento del ecosistema donde se integran indicadores de suelo, vegetación y funcionales (Karl, Herrick y Pyke, 2017). El proceso de monitorización se puede basar en una selección de parcelas fijas que abarquen la heterogeneidad de la explotación. En el caso de la dehesa es recomendable hacer un seguimiento de los siguientes indicadores:

- Indicadores de salud del suelo:
 - Cobertura de suelo desnudo: la falta de cobertura herbácea aumenta el riesgo de pérdidas por erosión del suelo fértil, afectando a largo plazo a la producción del sistema.
 - Nivel de compactación: la compactación del suelo va a limitar la infiltración del agua y favorecer los procesos de escorrentía superficial, además de reducir la instauración de los pastos.
 - Actividad biológica del suelo: los organismos del suelo son fundamentales para el correcto ciclado de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica. Evaluar los signos de macrofauna o el nivel de descomposición de bostas puede ayudar a dilucidar cómo de «vivo» está el suelo.
- Indicadores de composición y producción de pastos:
 - Presencia de leguminosas: las leguminosas mejoran la calidad del pasto debido a su mayor contenido en proteínas. Además, debido a la fijación de N atmosférico mejoran la calidad del suelo, pudiendo favorecer el estado nutricional de especies acompañantes.
 - Producción: la alta variabilidad en la producción de pastos de la dehesa hace que este indicador sea difícil de comparar o que cueste establecer un referente. Sin embargo, este indicador nos puede dar una idea temporal y espacial de las desviaciones sobre potencial productivo de la dehesa.

- Indicadores de vegetación leñosa:
 - Regeneración del arbolado: número de pies menores presentes en la parcela, así como si tienen síntomas de ramoneo.
 - Salud del arbolado: presencia de árboles con síntomas de decaimiento y nivel de defoliación de las copas.
 - Presencia de matorral: cobertura de especies de matorral en la parcela.
- Indicadores de biodiversidad:
 - Elementos del paisaje: presencia de charcas o puntos de agua, así como elementos tradicionales de piedra que favorezcan la heterogeneidad de hábitats.
 - Presencia de dispersores: abundancia de córvidos (arrendajo, urraca o rabizargos) y roedores (ratón de campo y lirones).
- Indicadores socioeconómicos.

Como se ha indicado, el estado de conservación y persistencia de la dehesa depende en gran medida de factores socioeconómicos. Estos subyacen en los patrones de intensificación o abandono que repercuten en el estado de conservación y en la viabilidad de este singular ecosistema cultural. Para que este sistema perdure, es necesario mantener su viabilidad económica a largo plazo. Según Gaspar *et al.* (2009), la sostenibilidad socioeconómica de la dehesa se puede evaluar siguiendo cinco indicadores clave: adaptabilidad, estabilidad, independencia, productividad y equidad. Sería deseable incluir indicadores a este respecto en el proceso de restauración de estos espacios.

Casos prácticos recomendados

[45 LIFE CAÑADAS](#)

[63 MOSAICO](#)

[68 O2P OCERREDO](#)

[69 O2P ORREAGA RONCESVALLES](#)

Bibliografía

Asner, G.P. *et al.* (2004) Grazing Systems, Ecosystem Responses, and Global Change, *Annual Review of Environment and Resources*, 29, pp. 261-299. Disponible en: <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102142>

Carnicer, J. *et al.* (2011) Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought, *PNAS*, 108, pp. 1474-1478. Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1010070108>

Concepción, E.D. *et al.* (2020) Optimizing biodiversity gain of European agriculture through regional targeting and adaptive management of conservation tools, *Biological Conservation*, 241, 108384. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108384>

Den Herder, M. *et al.* (2017) Current extent and stratification of agroforestry in the European Union, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 241, pp. 121-132. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.005>

Díaz, M., Pulido, F. y Marañón, T. (2003) Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adeshados, *Ecosistemas*, 12(3).

Díaz, M. y Pulido, F.J. (2009) 6310 Dehesas perennifolias de *Quercus* spp. En: VV.AA. *Bases Ecológicas Preliminares Para La Conservación de Los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario En España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, p. 69.

Díaz, M., Tietje, W.D. y Barrett, R.H. (2013) Effects of management on biological diversity and endangered species. En: Campos, P. *et al.* Eds. *Mediterranean Oak Woodland Working Landscapes*. New York: Springer, pp. 213-243.

Gaspar, P. *et al.* (2009) Sustainability in Spanish Extensive Farms (Dehesas): An Economic and Management Indicator-Based Evaluation, *Rangeland Ecology & Management*, 62, pp. 153-162. Disponible en: <https://doi.org/10.2111/07-135.1>

Gea-Izquierdo, G., Natalini, F. y Cardillo, E. (2021) Holm oak death is accelerated but not sudden and expresses drought legacies, *Science of The Total Environment*, 754, 141793. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141793>

Hernández-Lambraño, R.E., De la Cruz, D.R. y Sánchez-Agudo, J.Á. (2019) Spatial oak decline models to inform conservation planning in the Central-Western Iberian Peninsula, *Forest Ecology and Management*, 441, pp. 115-126. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.028>

Joseph, G.S., Rakotoarivelo, A.R. y Seymour, C.L. (2021) How expansive were Malagasy Central Highland forests, ericoids, woodlands and grasslands? A multidisciplinary approach to a conservation conundrum, *Biological Conservation*, 261, 109282. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109282>

Jose, S., Walter, D. y Mohan Kumar, B. (2017) Ecological considerations in sustainable silvopasture design and management, *Agroforestry Systems*, 93, pp. 317-331. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10457-016-0065-2>

Karl, J.W., Herrick, J.E. y Pyke, D.A. (2017) Monitoring Protocols: Options, Approaches, Implementation, Benefits. En: Briske, D.D. Ed. *Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges, Springer Series on Environmental Management*. Cham: Springer International Publishing, pp. 527-567. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_16

Manning, A.D., Fischer, J. y Lindenmayer, D.B. (2006) Scattered trees are keystone structures- Implications for conservation, *Biological Conservation*, 132, pp. 311-321.

MITECO (2019) Informe sobre la aplicación de la Directiva Hábitats en España 2013-2018. Herramienta web: Evaluaciones biogeográficas del estado de conservación de especies y hábitats con arreglo al artículo 17 de la Directiva Hábitats. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_cons_seguimiento_Art17_inf_2013_2018.aspx

Morán-López, T. *et al.* (2016) Some positive effects of the fragmentation of holm oak forests: Attenuation of water stress and enhancement of acorn production, *Forest Ecology and Management*, 370, pp. 22-30. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.042>

Moreno, G. *et al.* (2018) Intereses e innovaciones para la Dehesa identificados por los agentes interesados, *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 44. Disponible en: <https://doi.org/10.31167/csef-v0i44.17556>

Moreno, G. *et al.* (2015) Exploring the causes of high biodiversity of Iberian dehesas: the importance of wood pastures and marginal habitats, *Agroforestry Systems*, 1-19. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9817-7>

Mosquera-Losada, M.R. *et al.* (2009) Definitions and components of agroforestry practices in Europe. En: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J. y Mosquera-Losado, M. Eds. *Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects*. Dordrecht, The Netherlands: Springer Science + Business Media B.V, pp. 3-19.

Olea, L. y San Miguel, A. (2006) The Spanish dehesa: a traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation, *Grassland Science in Europe*, 11, pp. 3-13.

Papanastasis, V.P. (2004) Vegetation degradation and land use changes in the agrosilvopastoral systems. En: Schnabel, S. y Goncalves, A. Eds. *Sustainability of Agrosilvopastoral Systems-Dehesa, Montados*. Germany: Catena Verlag, pp. 1-12.

Pinto-Correia, T. (2000) Future development in Portuguese rural areas: how to manage agricultural support for landscape conservation? *Landscape and Urban Planning*, 50, pp. 95-106. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00082-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00082-7)

Plieninger, T., Pulido, F.J. y Konold, W. (2003) Effects of land-use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. *Environmental Conservation*, 30, pp. 61-70. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0376892903000055>

- Plieninger, T. *et al.* (2021) Dehesas as high nature value farming systems: a social-ecological synthesis of drivers, pressures, state, impacts, and responses, *Ecology and Society*, 26. Disponible en: <https://doi.org/10.5751/ES-12647-260323>
- Plieninger, T. *et al.* (2015) Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social-ecological values, conservation management, and policy implications, *Biological Conservation*, 190, pp. 70-79. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.014>
- Plieninger, T., Rolo, V. y Moreno, G. (2010) Large-scale patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber*, and *Quercus pyrenaica* regeneration in central-western Spain, *Ecosystems*, 13, pp. 644-660.
- Pulido, F., Díaz, M. e Hidalgo, S. (2001) Size-structure and regeneration of Spanish holm oak *Quercus ilex* forest and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability, *Forest Ecology and Management*, 146, pp. 1-13.
- Pulido, F. *et al.* (2010) Multiple pathways for tree regeneration in anthropogenic savannas: incorporating biotic and abiotic drivers into management schemes, *Journal of Applied Ecology*, 47, pp. 1272-1281.
- Pulido, M. *et al.* (2018) The Impact of Heavy Grazing on Soil Quality and Pasture Production in Rangelands of SW Spain. *Land Degradation & Development*, 29, pp. 219-230. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/ldr.2501>
- Ramírez, J. y Díaz, M. (2008) The role of temporal shrub encroachment for the maintenance of Spanish holm oak *Quercus ilex* dehesas. *Forest Ecology and Management*, 255, pp. 1976-1983.
- Rolo, V. *et al.* (2020) Challenges and innovations for improving the sustainability of European agroforestry systems of high nature and cultural value: stakeholder perspectives, *Sustainability Science*, 15, pp. 1301-1315. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11625-020-00826-6>
- Rolo, V., López-Díaz, M.L. y Moreno, G. (2012) Shrubs affect soil nutrients availability with contrasting consequences for pasture understory and tree overstory production and nutrient status in Mediterranean grazed open woodlands, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93, pp. 89-102. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9502-4>
- Rolo, V. y Moreno, G. (2019) Shrub encroachment and climate change increase the exposure to drought of Mediterranean wood-pastures, *Science of The Total Environment*, 660, pp. 550-558. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.029>
- Rolo, V. y Moreno, G. (2011) Shrub species affect distinctively the functioning of scattered *Quercus ilex* trees in Mediterranean open woodlands, *Forest Ecology and Management*, 261, pp. 1750-1759. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.028>
- Rolo, V., Plieninger, T. y Moreno, G. (2013) Facilitation of holm oak recruitment through two contrasted shrubs species in Mediterranean grazed woodlands, *Journal of Vegetation Science*, 24, pp. 344-355. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01458.x>
- Ruiz-Peinado, R. *et al.* (2013) The contribution of two common shrub species to aboveground and belowground carbon stock in Iberian dehesas, *Journal of Arid Environments*, 91, pp. 22-30. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.11.002>
- Sánchez-Cuesta, R. *et al.* (2021) The environmental drivers influencing spatio-temporal dynamics of oak defoliation and mortality in dehesas of Southern Spain, *Forest Ecology and Management*, 485, 118946. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118946>



10. Bloque temático

Restauración en alta montaña

Adrián Escudero¹ y Lohengrin Cavieres²

¹ Universidad Rey Juan Carlos.

² Universidad de Concepción (Chile).

Los ambientes de alta montaña son un mosaico heterogéneo y diverso en el que coexisten un buen número de hábitats y especies de origen biogeográfico y evolutivo diferente. Estos hábitats se alternan entre sí a escalas espaciales muy pequeñas como consecuencia de cambios en factores abióticos, fundamentalmente relacionados con la cantidad de nieve acumulada en invierno y la disponibilidad de agua durante el periodo de actividad vegetativa —verano—, y factores bióticos como los relacionados con la existencia de plantas nodrizas que facilitan la vida a otras especies en condiciones duras (Körner, 2021). Con esta denominación de «alta montaña» nos referimos a todo lo que crece por encima del límite natural en altitud del bosque.

Por qué con la altitud los árboles dejan de crecer de forma más o menos abrupta a partir de un cierto nivel es algo que intriga a los científicos desde hace mucho tiempo. La respuesta no es sencilla y, con toda probabilidad, participan muchos factores que actúan de forma simultánea y que en cada montaña tienen mayor o menor incidencia dependiendo de las características locales. En general, el límite altitudinal al que dejan de crecer los árboles se relaciona con el efecto que tienen las bajas temperaturas sobre la tasa de división celular, es decir, en el crecimiento. Los árboles, a diferencia de las plantas típicas de alta montaña que crecen a ras de suelo —postradas— y que, por lo tanto, se benefician del calor radiado por este, están completamente acoplados a la temperatura del aire. Conforme aumenta la altitud, la temperatura del aire se hace cada vez más baja y, con ello, la tasa de división celular se ve más afectada, a pesar de que procesos como la fotosíntesis siguen llevándose a cabo. En consecuencia, los árboles ya no pueden crecer como tales y, en el mejor de los casos, crecen como arbustos rastrojos beneficiándose de las mejores condiciones térmicas que se dan más cerca del suelo. Más allá de este marco general, en cada montaña operan factores locales con más o menos peso. Por ejemplo, el mantenimiento de hojas durante el invierno podría generar riesgos foto-oxidativos en los periodos de tiempo de carácter anticiclónico en los que la luz incidente puede ser muy importante y donde, puntualmente, las temperaturas pueden llegar a superar los 0 grados. Nos referimos a esos días radiantes de invierno, de atmósfera estable y transparente. En esas condiciones, los electrones comienzan a moverse de forma descontrolada en los aparatos fotosintéticos de las hojas —pensemos en las hojas perennes de la mayor parte de las coníferas que viven allá arriba— y producen un estrés oxidativo muy potente. Puede parecer paradójico, en este sentido, que buena parte de estos árboles que conforman un límite arbóreo allá arriba hayan «preferido» mantener todo el tiempo hojas en su dosel, probablemente porque en un periodo de actividad vegetativa tan corto sería un alarde tirar las hojas para recuperarlas cada año. Por otro lado, este fracaso de los árboles podría estar también relacionado con la existencia de problemas puramente físicos como



➤ **Figura 1.** Pico Urriellu o Naranjo de Bulnes, macizo central de Picos de Europa. Las zonas de montaña presentan unas condiciones ambientales difíciles, con bajas temperaturas e innivación prolongada en invierno, que se torna en intensa radiación solar y en algunos casos baja disponibilidad hídrica durante el verano. **Autor:** Roberto García.

los relacionados con la alta probabilidad de pérdida de la fracción aérea durante las borrascas y temporales invernales. De nuevo, no estar protegido por la nieve sería el problema. La abundancia de árboles postrados, con portes abanderados o retorcidos en el límite, sugeriría que este factor no es despreciable. Finalmente, no podemos dejar de tener en cuenta que el problema podría ser demográfico. Reclutar plántulas o mantener poblaciones de juveniles en esas condiciones no parece sencillo. Si es así, los árboles adultos podrían no tener grandes problemas, pero sí los juveniles.

En cualquier caso, el resultado es siempre el mismo: a partir de una cierta altitud, los árboles desaparecen y lo que queda es un elenco muy diverso de comunidades, primero de carácter arbustivo y, si seguimos subiendo, cada vez más prostradas y conformando estructuras parcheadas o en guirnaldas.

No es fácil saber dónde se encontraba el límite arbóreo en la mayor parte de nuestras montañas, dado que en muchas de ellas la intervención humana y una gestión para el mantenimiento de ganadería en régimen extensivo han retraído de forma

artificial el límite del bosque muy por debajo de lo que estaba. Pese a todo, podemos encontrar límites bien estructurados en algunas montañas especialmente inaccesibles, como en algunas zonas de los Pirineos, o en otras donde la explotación de la madera ha sido el recurso más importante a lo largo de la historia, relegando la ganadería a un segundo plano, como ocurre en la sierra de Guadarrama, en el sistema Ibérico Septentrional (Urbión o Cebollera) o en amplias zonas de las sierras Subbéticas, como las zonas más elevadas de Cazorla o Segura. El límite en nuestras montañas es difuso, algo importante para su restauración, con una pérdida de la cobertura de árboles desde el dosel continuo a la aparición puntual de algún árbol en bandera en las zonas más elevadas y expuestas. Dicho límite arbóreo se situaría entre los 1.800 y los 2.500 metros en función de factores locales como la orientación o la estructura de relieve. Por ejemplo, los árboles tienen muchas dificultades en las zonas en las que la nieve se acumula y suelen crecer con más facilidad en lomas expuestas y con menos carga de nieve.

Quizás a la hora de restaurar este complejo territorio lo más importante es ser conscientes de la enorme diversidad que atesora. En primer lugar, debemos

tener en cuenta que es un territorio insular, con islas más o menos grandes que aparecen en un mar de hábitats diferentes, generalmente forestales, que limitan en muchas ocasiones la conectividad entre estas islas de alta montaña. Es por ello por lo que resulta básico atender a la restauración en un marco de insularidad donde el traslado de materiales genéticos entre sierras no conectadas debe minimizarse y donde la endemidad y el aislamiento genético son la norma. En segundo lugar, es básico tener en cuenta que, aunque las montañas son muy abundantes y numerosas, las zonas de alta montaña son pequeñas fracciones en el territorio. A veces, los paisajes desarbolados, como ocurre en Gredos o en los Picos de Europa, son muy extensos, pero los hábitats de alta montaña quedan relegados a testimonios muy reducidos en las zonas más elevadas.

Es importante que tengamos también claro que al menos tenemos tres tipos de escenarios ambientales de alta montaña en nuestro país. La mayor parte del territorio corresponde a islas de montaña mediterránea caracterizadas por el hecho, bastante insólito a nivel global, de que durante el corto periodo de actividad vegetativa, es decir, el intervalo en el que la temperatura es lo suficientemente alta para que la fotoasimilación sea mayor que la respiración y las plantas puedan crecer y reproducirse, hay una sequía. Eso hace estas zonas muy especiales y constituye un reto adaptativo para las plantas y animales que viven allí. El resultado es una diversidad única y llena de endemismos locales. Probablemente Sierra Nevada es el ejemplo paradigmático y más diverso de este tipo de montañas. En segundo lugar, tenemos las montañas del norte, con su clima eurosiberiano donde la sequía veraniega es prácticamente inexistente. Son montañas como las de latitudes elevadas en las que los elementos ártico-alpinos que alcanzaron estas latitudes durante los pulsos glaciares son dominantes. Los Pirineos y la cordillera Cantábrica son sus mejores exponentes. El tercer componente lo constituye Canarias y su excepcionalidad biológica, climática y, sobre todo, geológica, consecuencia de su origen volcánico en un punto caliente en mitad del océano Atlántico. Sólo en el Teide y, quizás, en las zonas más elevadas de La Palma podemos reconocer algo equiparable a estos hábitats, con un límite altitudinal de los árboles que pudo estar determinado por *Juniperus cedrus* —hoy relegado a poblaciones testimoniales subidas a paredes inaccesibles—, los retamares de altura de *Spartocytisus supranubius* y, en las zonas más elevadas, las comunidades dominadas por *Viola teydea*. Dado el carácter disruptivo y diferente de estos hábitats, no los vamos a tratar en este capítulo, más allá de reconocer que existe muy poca información sobre cómo manejarlos y restaurarlos en un marco de variación en el clima, pero, sobre todo, de incidencia superlativa de animales exóticos de carácter herbívoro que campan a sus anchas en el volcán y con poblaciones completamente desestructuradas y nocivas.

Antes de comentar lo poco que sabemos de la restauración de estos hábitats y de enlistar una serie de recomendaciones, parece necesario recordar, aunque sea de forma sucinta, cuáles son los principales hábitats que podemos encontrar allí arriba. Aunque no es fácil reconocer una vegetación climática en zonas tan heterogéneas ambientalmente, los geobotánicos han reconocido los matorrales



➤ **Figura II.** Mosaico de comunidades de alta montaña en los montes Carpetanos (sierra de Guadarrama), prados de cumbre, piornales, cervunales, comunidades de roquedos y gleras, entre otras. **Autor:** Ignacio Mola.

situados por encima del límite de bosque más representativos y característicos de la alta montaña: piornales serranos (*Cytisus oromediterraneus*), matorrales de sabina rastrera (*Juniperus sabina*), de rododendros (*Rhododendron ferrugineum*), cambrionales (*Echinopartum spp.*, *Erinacea anthyllis*, *Genista spp.*), entre otros; y los pastos en guirnaldas que aparecen por encima de estos en las zonas donde la acumulación de nieve es menor (convexas). Estos pastizales, según su visión, serían los que estarían condicionados por el clima y no por factores locales. Más allá de estos, que son los más extensos en las islas de montaña, encontramos un amplio abanico de escenarios que van desde los hábitats ligados a una cierta actividad periglaciaria con comunidades rupícolas de diferente naturaleza a aquellos ligados a las pedreras más o menos móviles y de tamaño de gelifractos variable, junto con todos aquellos ligados a la nieve como son los ventisqueros y, sobre todo, los que tienen que ver con el agua, donde encontramos desde turberas a láminas de agua permanentes, como los ibones de los Pirineos o pequeñas bañeras temporales. A ello podríamos sumar los que ocupan situaciones intermedias como las comunidades de megaforbios que aparecen en el contacto entre los hábitats húmedos y los grandes bloques o al pie de paredes, o los cervunales (*Nardus stricta*) que aparecen en la transición entre los pastizales de alta montaña supuestamente climáticos y las zonas con encharcamiento permanente. Es más, esta enorme diversidad tiene un grano muy pequeño, lo que quiere decir que hay cambios con ecotonos a veces muy abruptos a escalas espaciales muy cortas. Ser capaces de reconocer dicha variabilidad y cuáles son sus condicionantes ambientales a esa microescala son requisitos básicos para tener éxito en la restauración. Por ejemplo, hacer una restauración de un pastizal de suelos crioturbados dominados por festucas endémicas, y donde la acumulación de nieve es baja, con materiales procedentes de cervunales o de turberas, está abocado al fracaso. Probablemente, el reconocimiento de la conexión entre las pequeñas variaciones abióticas (geomorfológicas o simplemente topográficas) con las comunidades que allí deberían aparecer es el reto más importante del restaurador de la alta montaña.

La enorme diversidad biológica que allí vive se ve profundamente amenazada por los cambios antropogénicos, especialmente el calentamiento global y, en consecuencia, la disminución de la nieve y el cambio en las fechas de deshielo, lo cual condiciona de forma radical la fenología de muchas de estas plantas orófilas (Gottfried *et al.*, 1999). En paralelo, se ha dado el abandono de los usos tradicionales, fundamentalmente la ganadería extensiva. La baja productividad primaria ligada a condiciones adversas para la vida —frío y agua congelada— que se dan allá arriba se ven exacerbadas en montañas mediterráneas debido al hecho de que, durante el verano —periodo en el cual las temperaturas son lo suficientemente elevadas como para que haya actividad vegetativa—, es habitual que haya una fuerte sequía. La combinación de una ventana de actividad vegetativa corta, típica de todas las zonas de alta montaña, ligada al verano y la sequía, hacen de nuestras montañas mediterráneas, como comentábamos antes, lugares de una biodiversidad enorme y con muchas especies de flora y fauna, así como hábitats completos restringidos a áreas muy reducidas (Giménez-Benavides, Escudero y Pérez-García, 2005; Giménez-Benavides, Escudero e Iriondo, 2007).

Como ya hemos indicado, la alta montaña configura un paisaje de islas en las cimas más elevadas de las cordilleras y sierras con áreas más o menos pequeñas y aisladas (Körner, 2007). Un paisaje que, como bien sabemos, está sufriendo un fenómeno de encogimiento —pérdida de superficie—, como consecuencia del ascenso generalizado de la vegetación de cotas inferiores, la cual condiciona y limita la viabilidad de las especies características de estos hábitats (Escudero *et al.*, 2012). Esto es especialmente crítico cuando las montañas no son muy elevadas y cuando la configuración de estas es este-oeste, lo cual impide el desplazamiento latitudinal hacia el norte. Desafortunadamente, ese es el caso de muchas de nuestras montañas, como todo el sistema Central, la cordillera Cantábrica o los Pirineos, donde el «efecto escalador» para escapar del cambio climático es complicado debido a que no son montañas muy elevadas, y el movimiento hacia latitudes más altas es, sencillamente, imposible.

Las montañas ibéricas han configurado también paisajes culturales ligados al uso histórico y a los servicios ecosistémicos que han ofrecido a lo largo de la historia, muchos de ellos ligados a la ganadería extensiva durante el verano, fundamentalmente de ovino. Los pastizales de diente, en especial cervunales, han sido favorecidos mediante una gestión activa a través del uso del fuego para limitar el espacio ocupado por matorrales orófilos, como los cambrionales o piornales serranos, o mediante la construcción de canales desbordables paralelos a la pendiente para extender estas comunidades más exigentes en agua durante la estación seca. Ligado también a esta gestión de ecosistemas, muchas de nuestras montañas tienen límites altitudinales del bosque muy deprimidos, como ocurre en Gredos o en la cordillera Cantábrica, precisamente para favorecer la extensión de estos pastizales y el aprovechamiento ganadero. Estos paisajes históricos de montaña albergan una enorme diversidad que se ve fuertemente condicionada por la incidencia perniciosa, como ya hemos indicado, de otro motor de cambio global, el abandono rural y el descenso de la cabaña ganadera. Uno de los efectos más evidentes de esta disminución de la carga ganadera es una rápida matorralización o invasión de arbustos de los pastos que, a veces, se asocia, sin que sea fácil separar el efecto de cada motor, al ascenso altitudinal de los matorrales oromediterráneos y subalpinos como vía de escape al calentamiento antrópico. Más recientemente, las zonas de alta montaña se están viendo radicalmente transformadas como consecuencia de la proliferación de infraestructuras ligadas al uso público y recreativo, principalmente estaciones de esquí, pero también otro tipo de instalaciones. La destrucción directa para construir pistas de esquí, pistas de servicios y carreteras de acceso, la colocación de remontes y la proliferación de instalaciones para almacenar agua y proveer a los cañones de nieve artificial junto a la urbanización de extensas áreas generan impactos dramáticos en muchas de nuestras montañas. Es un proceso que sigue abierto y que dibuja un futuro próximo muy desalentador. Resulta todavía más deprimente conocer nuevos proyectos o ampliaciones de estaciones de esquí cuando las condiciones de innovación que predicen todos los modelos señalan reducciones drásticas.

La restauración de estas zonas de alta montaña se encauza en dos grandes tipos de actuaciones. Por un lado, todo lo que tiene que ver con las acciones tenden-



➤ **Figura III.** *Linaria alpina*, subsp. *filicaulis*, creciendo en una glera caliza de Picos de Europa, macizo de donde es endémica esta subespecie. **Autor:** Ignacio Mola.

tes a la adaptación al cambio del clima de hábitats y especies en un escenario de pérdida de hábitat y, por otro, lo que tiene que ver con la recuperación de áreas que han sufrido destrucción directa por construcción de infraestructuras de uso recreativo, pero también de instalaciones extractivas ligadas a la minería. Obviamente, en el planteamiento y ejecución de los proyectos de restauración de esta segunda categoría no debemos dejar al margen el cambio en el clima.

Creemos acertado considerar la adaptación al cambio climático como una parte básica de la restauración de la alta montaña. En este contexto, dos son las estrategias principales con las que la gestión para la adaptación está trabajando. En primer lugar, la promoción del desplazamiento altitudinal y latitudinal, ya sea mediante la adecuación de corredores que permitan el movimiento natural o mediante la utilización de herramientas tan controvertidas como la «**migración asistida**» cuando la natural no es posible. Es decir, cuando no hay lugares para desplazarse —no hay altitudes a las que subirse— o en los casos en las que la dispersión natural no es capaz de salvar los *gaps* generados por el cambio en el clima. La migración asistida consiste en trasladar poblaciones de plantas o ani-



➤ **Figura IV.** *Arenaria pungens*, endemismo iberonor-teafricano que prospera en la alta montaña del sur peninsular y Marruecos. **Autor:** Juan Lorite.



➤ **Figura V.** *Piorno serrano* (*Cytisus oromediterraneus*), especie destacada como formadora de paisajes dentro de los matorrales orófilos en litologías ácidas. A la izquierda, un detalle durante la floración de un ejemplar en la sierra de Gredos. **Autor:** Ignacio Mola. A la derecha, cubierto de nieve durante el invierno en Sierra Nevada. **Autor:** Juan Lorite.

males más allá de su distribución conocida a lugares donde las condiciones actuales y predichas se ajustan a los rangos de tolerancia de las especies. Supone un reto técnico importante y genera un marco ético de difícil justificación, dado que no es posible saber el efecto de lo desplazado en el lugar huésped. Se trataría de medidas de «restauración» al límite para especies y hábitats completos en los que ya no hay alternativa *in situ* para la persistencia local. No me consta que en nuestro país se hayan llevado a cabo en este marco de adaptación al cambio climático, aunque sí se han llevado a cabo traslocaciones no relacionadas con el clima y en otros ámbitos, como en el caso de la traslocación de poblaciones de *Narcissus cavanillesi* como respuesta a la inundación de las poblaciones portuguesas por la construcción del embalse de Alqueva en el Guadiana (Roselló-Graell *et al.*, 2002).

El otro grupo de acciones de adaptación pretenden la persistencia local y se articulan en torno a la disminución de la competencia intraespecífica mediante el aclareo y disminución de la densidad de las poblaciones locales, junto con la eliminación de competencia interespecífica, es decir, la eliminación o disminución del tamaño de otras poblaciones con las que se coexiste. Si las condiciones se endurecen como consecuencia del cambio en el clima, lo que se hace es bajar la competencia. Nos consta que este tipo de acciones mediante el desbroce manual se están llevando a cabo de forma puntual en el caso de poblaciones de plantas orófilas donde el desplazamiento es imposible. En este marco donde la gestión para la conservación y adaptación exige medidas bastante drásticas, no parece conceptualmente sencillo hablar de restauración; sin embargo, es aquí donde creo que deben situarse este tipo de medidas.

El segundo tipo de medidas corresponde a lo que tradicionalmente se ha incluido en el marco de restauración en sentido estricto. Las medidas básicas para afrontar este tipo de actuaciones tras la destrucción de estos hábitats se pueden clasificar en dos categorías. En primer lugar, todo lo que, en esta misma guía, Martín-Duque denomina «**restauración geomorfológica**». Se trata de recuperar no sólo los perfiles de ladera anteriores a la degradación, sino también la dinámica ecohidrológica y periglaciaria que existía, lo cual supone trabajar con mucho detalle granulometrías, crioturbación y soliflucción, así como dinámicas de canchales y pedreras. Esto es especialmente importante a la hora de restaurar actuaciones ligadas a obras en pistas de esquí o a su eliminación definitiva. En segundo lugar, toda la «**tecnología biológica**» asociada, por un lado, a la utilización de la **facilitación** como herramienta de restauración y a la selección de semillas y materiales locales a una escala espacio temporal muy pequeña. Especies como la sabina rastrera (*Juniperus sabina*) que dominan en paisajes de montaña sobre calizas, tanto en el mundo mediterráneo como eurosiberiano, o pulvínulos como *Arenaria pungens* en Sierra Nevada catalizarían la recuperación del resto de las especies de flora y fauna en entornos tan poco productivos y estresantes como los de alta montaña. Esto implicaría la plantación en marcos espaciales que reproduzcan los naturales de estas especies —«**nodrizas**»— para que, una vez que estas se asienten y crezcan, funcionen como sumideros de semillas y de dispa-

radores de la supervivencia y reclutamiento del resto de las plantas de la comunidad. Esto permite una extensión del nicho de muchas especies y catalizaría la persistencia en condiciones ambientales para las que la especie manejada no es tolerante. Por otro lado, la selección de semillas para siembra debe ser especialmente cuidadosa, dado que variaciones espaciales y ambientales muy pequeñas pueden determinar variaciones ecotípicas —adaptación local— que pueden limitar el éxito de las actuaciones. Otra línea de actuación, más trabajada en contextos forestales pero claramente exportables a nuestro escenario y con las plantas orófilas, sería lo que podríamos denominar medidas de «**evolución asistida**», al menos en su versión más conciliadora, que consistiría en la detección de ecotipos al límite (condiciones secas y térmicas) para su proliferación y utilización en plantaciones restauradoras para conseguir persistencia local.

Como ya hemos indicado, uno de los mayores problemas de la vegetación de alta montaña es la matorralización de los hábitats pascícolas como consecuencia de la acción conjunta del cambio en el clima y el generalizado desplazamiento altitudinal de la vegetación arbustiva de cotas inferiores y de la disminución en la cabaña ganadera consecuencia del abandono del medio rural. Aunque en algunas zonas ese abandono de la ganadería en régimen extensivo se ha visto acompañado por un incremento de poblaciones de ungulados silvestres, lo cual ha determinado problemas en términos de conservación en alguna de nuestras sierras (reintroducción y posterior disrupción demográfica de *Capra pyrenaica subsp. victoriae* en el entorno del actual Parque Nacional de Guadarrama), el resultado normal es una ocupación masiva de arbustos de los hábitats de alta montaña. En este marco se han llevado a cabo ensayos manejando cargas ganaderas en zonas montañas —no estrictamente de alta montaña—, en los que se evidenció que, aunque ralentizan el proceso de matorralización, no son capaces de detenerlo (Riedel, Casasús y Bernués, 2007, con ovejas, y Casasús *et al.*, 2007, con vacas en los Pirineos). En este mismo marco de pastizales en zonas de montaña, se han realizado ensayos con desbroces mecánicos (Lasanta, Nadal-Romero y Arnáez, 2015; Lasanta *et al.*, 2021), con la combinación de ganadería y desbroces (Álvarez-Martínez *et al.*, 2015) e incluso con fuegos controlados (Gómez-García *et al.*, 2011), aunque recientes estudios señalan un declive en las características del suelo como consecuencia de la utilización de quemados prescritos (García Girona *et al.*, 2019). En este sentido, las propuestas para restaurar la trashumancia de ovejas (O’Flanagan, Lasanta y Errea, 2011), conectando los hábitats de alta montaña con las zonas basales, tendrían un valor adicional no sólo social, económico y cultural en este contexto de restauración ecológica.

Merece señalarse, como un caso de éxito, la restauración de la laguna Grande de Peñalara en la sierra de Guadarrama (Toro y Granados, 2002), la cual se había deteriorado de forma dramática debido a la afluencia masiva de visitantes en la década de los setenta del siglo pasado. Problemas enormes de erosión, incremento de la carga de nutrientes del lago y la introducción de un pez exótico fueron revertidos gracias al control del acceso de ganado y visitantes a la laguna, a la erradicación del *Salvelinus fontinalis* y al mantenimiento de un programa de moni-



➤ **Figura VI.** Cabras montesas (*Capra pyrenaica*, subsp. *victoriae*) pastoreando en su sierra de origen, Gredos. La superpoblación de este ungulado amenaza la flora y vegetación de alta montaña. La reciente llegada del lobo a estas montañas podría suponer un control de su población mediante una adecuada gestión del conjunto. **Autor:** Ignacio Mola.

zación para detectar problemas de conservación. Hoy en día, la laguna de Peñalara es un ejemplo extraordinario de cómo se puede y debe trabajar para restaurar estos lagos de alta montaña. El problema de la introducción de peces en lagos de alta montaña es algo generalizado, especialmente en los Pirineos (véase Ventura *et al.*, 2022), pero también en otras lagunas de la península (Martínez Sanz, García-Criado y Fernández-Aláez, 2010) donde catalizan la extinción de anfibios e invertebrados a escalas locales y regionales, indirectamente afectando a los vertebrados que dependen de ellos. Es por ello por lo que en muchos de estos lagos de montaña se están desarrollando proyectos de erradicación de esta fauna exótica como estrategia de conservación. Un problema añadido de los lagos de alta montaña es su represamiento y modificación de la lámina de agua en espacio y tiempo para la utilización del agua para producir energía. Nos son muchos los lagos de montaña en Pirineos que se han librado de ese problema. La eliminación de esas infraestructuras y la restauración de los hábitats de dichas lagunas es un reto para el que tenemos muy pocos ejemplos.

No son muchas las acciones llevadas a cabo para el desmantelamiento total y la restauración de infraestructuras de uso público dedicadas al esquí. El caso más notable en nuestro país fue el de la recuperación de la estación de esquí de Cotos en la Comunidad de Madrid (Vielva, Prieto y Granados, 2004). El proyecto cubrió aspectos básicos para garantizar el éxito: en primer lugar, la Administración pública compró a los propietarios el espacio; en segundo lugar, se llevó a cabo todo el desmantelamiento de las infraestructuras ligadas a la actividad deportiva; en tercer lugar, se recuperaron el relieve y la red hídrica; en cuarto lugar, se recuperó la cubierta vegetal mediante la recolección de materiales locales para su posterior siembra y plantación; y, finalmente, se elaboró un plan de gestión de uso público y ganadero para maximizar la dinámica de la vegetación en aquellas zonas en las que se actuó. Aunque somos conscientes de que aspectos como la restauración geomorfológica y la recuperación de hábitats y especies marginales podrían haber sido implementados de una forma más eficaz, no cabe duda de que, para el grado de conocimiento que existía entonces, fue una acción muy valiosa y retardadora tecnológicamente.

Se han llevado a cabo también acciones para restaurar las laderas de algunas estaciones de esquí en nuestras montañas. El uso público asociado a la construcción de este tipo de infraestructuras es, sin ningún género de dudas, el problema más grave al que se enfrentan las montañas en los países desarrollados (Urbanska, 1997). De las muchas afecciones, la construcción de pistas es probablemente la más agresiva y la que mayor impacto produce. Lorite *et al.* (2010) evaluaron la restauración llevada a cabo con hidrosiembras en el periodo 2004-2005 con materiales colectados localmente en las pistas de Sierra Nevada. La comparación con las zonas no afectadas por la infraestructura mostró que, aunque algunos parámetros como la riqueza, crecimiento y riqueza de plantas se igualaron en sólo cuatro años, otros tan críticos como la composición estaban muy lejos de conseguirse.

Alguna de las acciones de restauración que se están desarrollando en este contexto nos sitúan ante una paradoja a la que los profesionales de la restauración ecológica se enfrentan con frecuencia. En el entorno del parque nacional de Sierra Nevada se está llevando a cabo un proyecto de restauración hidroarqueológica para recuperar parte de la extensa red de canales de más de mil años de antigüedad —construida por los musulmanes— que derivaba agua de los barrancos a las laderas, también en zonas de muy alta montaña. El objetivo, al menos en esas zonas elevadas, era incrementar el tamaño de los borreguiles al dejar que el agua rebosase en zonas donde la disponibilidad de agua durante el verano hubiera sido mínima, comunidades pascícolas dominadas por el cervuno (*Nardus stricta*) y que tenían y tienen un enorme valor ganadero. Obviamente, su recuperación permitirá aumentar la superficie de estos borreguiles y facilitará la adaptación al cambio de los que persisten. ¿Por qué resulta paradójico? Simplemente porque son paisajes de origen antrópico y nos enfrentan a la decisión de cuáles son los ecosistemas de referencia a la hora de restaurar (véase Balaguer *et al.*, 2014). Cabría pensar que la decisión correcta hubiera sido eliminar todo vestigio de intervención humana. Nada es bueno ni malo, simplemente es una decisión que tenemos que tomar en un marco de manejos de los legados ecológicos históricos, culturales y de las decisiones de manejo que consideremos en cada caso. Como indican García-Ruiz *et al.* (2020), la integración de las perspectivas de geógrafos y ecólogos resulta necesaria, pero no siempre es fácil decidir entre el camino que marca el denominado *rewilding* frente a la restauración de paisajes culturales e históricos. Redes de canales de este tipo existen en casi todas las zonas mediterráneas de alta montaña, especialmente las que soportaban estiajes severos como Gredos y Béjar o el Pirineo central. En este sentido, no podemos dejar de sorprendernos por la modernidad de infraestructuras de este tipo de acequias, denominadas «del careo» en Sierra Nevada y que permitían, más allá de la extensión de los borreguiles, la recarga de los acuíferos a partir del agua del deshielo para su aprovechamiento en las zonas semiáridas basales de la montaña. Como indican Martos-Rosillo *et al.* (2019), sería el sistema de recarga de acuíferos más antiguo de Europa, y su recuperación podría convertirse en un sistema de mitigación del cambio climático muy eficaz en nuestras montañas mediterráneas.



Figura VII. Vacas tudancas rumian tras alimentarse en los pastos estivales de los puertos de Áliva (Cantabria), al fondo el macizo central de Picos de Europa. Se trata de un aprovechamiento ganadero tradicional de la montaña que lleva siglos asentado en las montañas ibéricas. Autor: Ignacio Mola.

En síntesis, la restauración de la alta montaña es una prioridad en el marco del calentamiento global y, sobre todo, del desarrollo de infraestructuras de uso público en zonas de montaña. Desafortunadamente, la información técnica sobre lo que se debe hacer y lo que resulta más adecuado en cada caso es muy limitada y, además, la información disponible no siempre es fácilmente trasladable a la montaña mediterránea, que, como he insistido, es radicalmente diferente al resto. Es por ello por lo que debemos plantear las acciones en marcos experimentales que permitan mejorar nuestro conocimiento tanto si hay éxito como si no.

Finalmente, quiero recordar que todas las actuaciones deben plantearse en un marco de restauración ecológica que integre de forma efectiva el calentamiento

global. Si esto es prioritario en cualquier tipo de actuación, mucho más en la alta montaña, donde los cambios son radicales y donde la capacidad de desplazarse de plantas y animales está muy limitada.

Agradecimientos

Queremos agradecer el apoyo de REMEDINAL TE-CM S2018/EMT-4338, un programa de I+D de la Comunidad de Madrid y al proyecto BioFoRest financiado por la Fundación Biodiversidad.

Bibliografía

Balaguer, L. *et al.* (2014) The historical reference system: Critical appraisal of a cornerstone concept in restoration ecology, *Biological Conservation*, 176, pp. 12-20.

Casasús, I. *et al.* (2007) Vegetation dynamics in Mediterranean forest pastures as affected by beef cattle grazing, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121, pp. 365-370.

Escudero, A. *et al.* (2012) Vulnerabilidad al cambio global en la alta montaña mediterránea, *Ecosistemas*, 21(3), pp. 63-72.

Giménez-Benavides, L., Escudero, A. y Pérez-García, F. (2005) Seed germination of high mountain Mediterranean species, altitudinal, interpopulation and interannual variability, *Ecological Restoration*, 20, pp. 433-444.

Giménez-Benavides, L., Escudero, A. e Iriondo, J.M. (2007) Local adaptation enhances seedling recruitment along an altitudinal gradient in a high Mountain Mediterranean plant, *Annals of Botany*, 99, pp. 723-734.

Körner, C. (2021) The cold range limits of trees, *Trends in Ecology and Evolution*, 36, pp. 979-989.

Körner, C. (2007) The use of 'altitude' in ecological research, *Trends in Ecology and Evolution*, 22, pp. 569-574.

Lasanta, T., Nadal-Romero, E. y Arnáez, J. (2015) Managing abandoned farmland to control the impact of re-vegetation on the environment. The state of the art in Europe, *Environmental Science & Policy*, 52, pp. 99-109.

Lasanta, T. *et al.* (2021) Una revisión sobre las tierras abandonadas en España: de los paisajes locales a las estrategias globales de gestión, *Cuadernos de geografía aplicada*, 47, pp. 477-521.

Martínez Sanz, C., García-Criado, F. y Fernández-Aláez, C. (2010) Effects of introduced salmonids on macroinvertebrate communities of mountain ponds in the Iberian system of Spain, *Limnetica*, 29, pp. 221-232.

Martos-Rosillo, S. *et al.* (2019) The oldest managed aquifer recharge system in Europe: New insights from the Espino recharge channel (Sierra Nevada, southern Spain), *Journal of Hydrology*, 578, 124047.

O'Flanagan, P., Lasanta, T. y Errea, M.P. (2011) Restoration of sheep transhumance in the Ebro Valley, Aragón, Spain, *Geographical Review*, 101, pp. 556-575.

Riedel, J.L., Casasús, I. y Bernués, A. (2007) Sheep farming intensification and utilization of natural resources in a Mediterranean pastoral agro-ecosystem, *Livestock Science*, 111, pp. 153-163.

Rosselló-Graell, A. *et al.* (2002) Translocación de una población de *Narcissus cavanillesii* A. Barra & G. López en Portugal como medida de minimización de impacto, *Ecosistemas*, 2002/3. Disponible en: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/255>

Ruiz, J.M. *et al.* (2020) Rewilding and restoring cultural landscapes in Mediterranean mountains: Opportunities and challenges, *Land Use Policy*, 99, 104850.

Toro, M. y Granados, I. (2002) Restoration of a Small High Mountain Lake after Recent Tourist Impact: The Importance of Limnological Monitoring and Palaeolimnology, *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 2, pp. 295-310.

Urbanska, K.M. (1997) Restoration ecology research above the timberline: colonization of safety islands on a machine-graded alpine ski run, *Biodiversity and Conservation*, 6, pp. 1655-1670.

Ventura, M. *et al.* (2022) LIFE RESQUE ALPYR: restoration of aquatic ecosystems in protected areas of the Alps and Pyrenees, *Biological Life Sciences Forum*, 13(1), 22.

Vielva, J., Prieto, D. y Granados, I. (2004) Restauración de ecosistemas de montaña: el Parque Natural de Peñalara (Madrid, España), *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 99, pp. 209-216.



11. Bloque temático

Dunas costeras

Juan B. Gallego Fernández¹

¹ Universidad de Sevilla (autor de textos y fotografías).

1. Ámbito de trabajo

Las dunas costeras son ecosistemas formados por acumulaciones de arena generadas por la dinámica eólica, en los que su biodiversidad, especies y procesos ecológicos están determinados principalmente por la movilidad de la arena, la salinidad y la disponibilidad de agua (Moreno-Casasola, 1986; Hesp, 1991; Wilson y Sykes, 1999; Stallins, 2001; Kim y Yu, 2009; Zunzunegui, Esquivias y Gallego-Fernández, 2022) (**figura I**). Son ecosistemas enormemente heterogéneos en su formación, dinámica y morfología (Costas *et al.*, 2023). Pueden ser desde acumulaciones centimétricas hasta entidades masivas de más de un centenar de metros de altura. Pueden ocupar desde sólo una pequeña franja de terreno de unas decenas de metros junto a la orilla hasta extensiones de varios kilómetros hacia el interior. Pueden estar desprovistas de vegetación o presentar una cobertura variable de plantas, pudiendo también aparecer completamente vegetadas. Así, existen dunas con diferente grado de movilidad de arena, desde dunas móviles a dunas completamente estabilizadas por la vegetación (Hesp, 1989; 2002).

Las dunas costeras se distribuyen a escala mundial en todo tipo de climas, desde polar hasta templado, desértico y tropical (Martínez y Psuty, 2004). En España aparecen en todas las comunidades a orillas del mar, tanto en clima templado (costas peninsulares e Islas Baleares) como en climas áridos (Islas Canarias) (Sanjaume Saumell y Gracia Prieto, 2011). Las dunas de España en general son de origen relativamente reciente, la mayor parte de edad holocena (hace 13.000-6.000 años). Actualmente se siguen formando nuevas zonas de dunas costeras de forma natural.

2. Elementos y procesos clave

Para que se puedan formar dunas costeras es necesaria la existencia de espacio donde establecerse, de sedimentos disponibles, de transporte marino de los sedimentos y de viento que transporte y acumule dichos sedimentos (Maun, 2009). La vegetación también tiene un papel clave en la formación, crecimiento, morfología y dinámica de las dunas costeras (**figura II**) (Hesp, 1990).

La fisiografía de la costa condiciona la presencia de dunas costeras, determinando la superficie susceptible de ser ocupada por las acumulaciones de arena (Davidson-Arnott, Bauer y Houser, 2019). Esta superficie puede ser muy restringida en el espacio y/o en el tiempo, como ocurre en la base de los acantilados, en las islas barrera y en barras litorales, o en costas donde el relieve



> **Figura I.** Dunas embrionarias, duna frontal y dunas interiores en la Flecha de El Rompido (Lepe, Huelva). **Autor:** Juan B. Gallego Fernández.

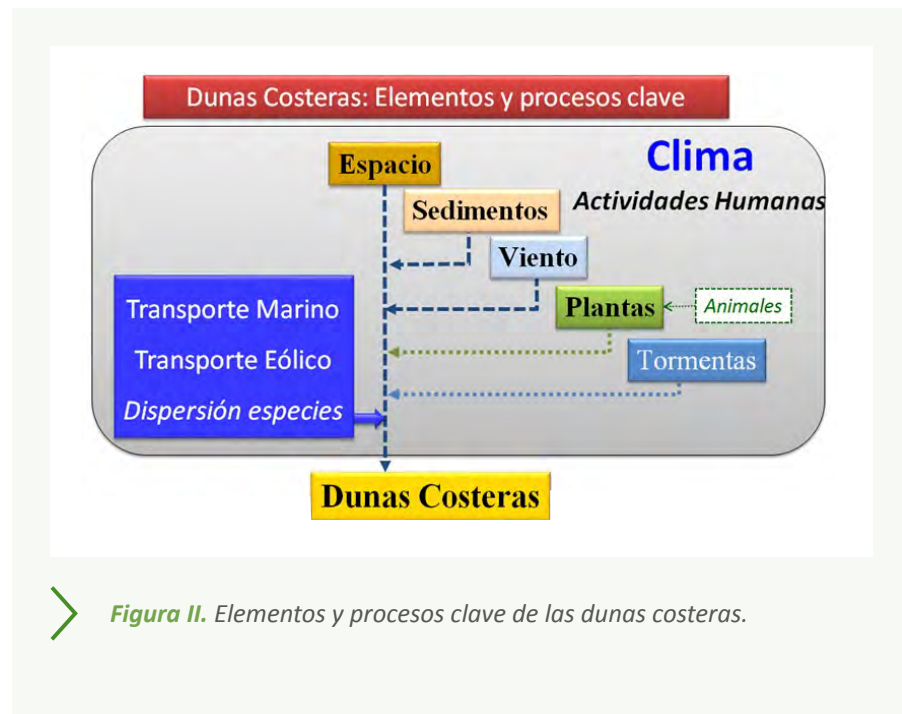


Figura II. Elementos y procesos clave de las dunas costeras.

continental asciende rápidamente muy cerca de la costa. En costas bajas como la de Huelva, los sistemas dunares se extienden varios kilómetros hacia el interior. Habitualmente, las dunas costeras ocupan el espacio inmediato a la playa, libre de la influencia mareal; sin embargo, también pueden aparecer sobre acantilados.

El sedimento que forma las dunas costeras es la arena. Con tamaños de partícula comprendidos entre 2 y 0,063 mm, la arena tiene una composición determinada por el ámbito continental (litología de la cuenca de drenaje) y marino de la región donde se desarrollan. En España son más frecuentes las arenas minerales; sin embargo, los materiales orgánicos constituyen buena parte de las arenas de dunas canarias, donde un elevado porcentaje de las arenas procede de la degradación de algas coralinas principalmente y restos de moluscos (Alonso *et al.*, 2011).

Las arenas pueden llegar a la costa transportadas por los ríos; erosionadas de los acantilados, de otras playas y de dunas de la región; o incluso procedentes de depósitos marinos sumergidos (Woodroffe, 2002). Las corrientes marinas y el oleaje transportan las arenas a la playa, dejándolas disponibles para el transporte eólico. La arena depositada en la playa, cuando se seca, puede ser transportada por el viento hacia el interior. Para ello, los vientos dominantes, si tienen la potencia mínima adecuada, transportarán las arenas mediante mecanismos de saltación, reptación y suspensión. En zonas interiores, ya fuera del ámbito de la playa, la pérdida de potencia del viento cargado de arenas o la intercepción por obstáculos

ocasionará la deposición de la arena y su acumulación. El tamaño de las dunas dependerá del sedimento disponible y de la potencia del viento, si bien las dunas no pueden crecer de forma indefinida (Hesp, 1988; 2002).

En general, las plantas son el tipo de obstáculo más habitual que forma dunas (Hesp, 2002). Al contrario que los objetos inertes como restos no vivos depositados por las tormentas, las plantas que forman dunas (constructoras de dunas o *dune-builders*) (Nordstrom, 2008) son capaces de crecer a medida que son enterradas por la arena que interceptan. La vegetación promueve el crecimiento en altura y anchura de la primera duna costera. La vegetación y los caracteres de las especies que la conforman determinan la morfología dunar. Las principales características son su porte herbáceo o leñoso, denso o laxo, tasa de crecimiento, tolerancia al enterramiento y tipo de sistema radical (rizomatoso, estolonífero, pivotante) con expansión lateral o no (Hesp *et al.*, 2021).

La influencia marina, sobre todo los fenómenos hidrometeorológicos como las tormentas, condiciona la morfología y dinámica sedimentaria de playas y dunas costeras, tanto si son frecuentes como si no (Costas *et al.*, 2023). La ocurrencia de tormentas es determinante en la generación de heterogeneidad ambiental. La vulnerabilidad de las dunas frente a la acción del mar es menor cuanto más grandes y menos fragmentadas estén (García Mora *et al.*, 2001).

La fauna herbívora puede condicionar enormemente qué tipo de sistema dunar hay (Moulton *et al.*, 2019), dado que en muchas ocasiones puede controlar la presencia de especies de plantas claves y, en general, tiene una alta influencia en la cobertura de la vegetación y, por tanto, en la movilidad de las arenas.

3. Hábitats dunares

Las dunas costeras son ecosistemas en los que los principales factores ambientales que determinan el tipo de especies presentes son la movilidad de las arenas, la salinidad del suelo y la disponibilidad de agua (Moreno-Casasola, 1986; Hesp, 1991; Wilson y Sykes, 1999; Stallins, 2001; Kim y Yu, 2009; Zunzunegui, Esquivias y Gallego-Fernández, 2022). Además, los suelos arenosos presentan una gran porosidad que acentúa el estrés hídrico y son muy pobres en materia orgánica y nutrientes. El conjunto de estos filtros ambientales determina un gradiente desde la orilla del mar hacia el interior, donde, en general, disminuye la salinidad, la probabilidad de perturbación marina y la movilidad de las arenas, y aumenta el contenido en materia orgánica y nutrientes (Gallego-Fernández y Martínez, 2011). La disponibilidad de agua dependerá de la topografía dunar, siendo mayor en zonas bajas. Como resultado, la vegetación costera formada por especies altamente especializadas (numerosos endemismos) se organiza a lo largo del gradiente, desde comunidades pioneras de playa alta y dunas embrionarias hasta especies leñosas de gran porte en el interior (Maun, 2009).

La diversidad ecológica de las dunas costeras (tipos de hábitats, comunidades, especies) depende principalmente de 6 controladores de diversidad (figura III): i) tamaño del sistema dunar: a mayor tamaño, mayor número de hábitats; ii) heterogeneidad determinada por el gradiente costero, la movilidad y la disponibilidad de agua; iii) las perturbaciones producidas por la influencia marina, como las tormentas o inundaciones; iv) la movilidad de las arenas, desde dunas activas a dunas semiestables y estables; v) principalmente las interacciones de competencia entre plantas y la presión de herbivoría; y vi) las características del paisaje dunar regional, el número, tamaño y conectividad entre los sistemas dunares.

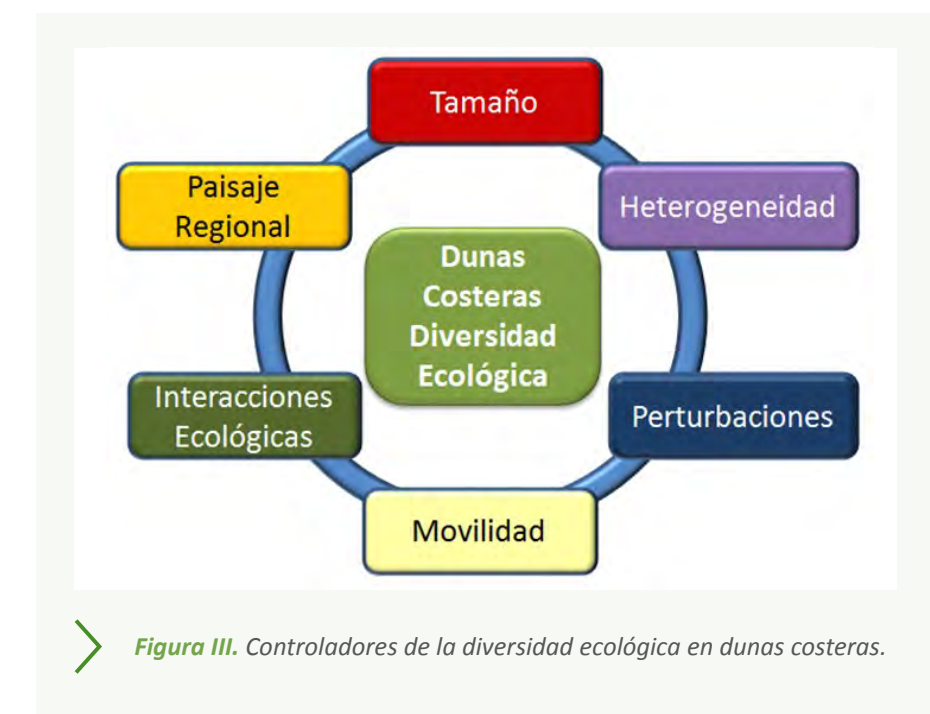


Figura III. Controladores de la diversidad ecológica en dunas costeras.

4. Servicios de ecosistemas

Las dunas y playas arenosas tienen su propio valor intrínseco como formación natural, pero además proporcionan numerosos servicios de ecosistemas que benefician directa e indirectamente a la sociedad (tabla I). La importancia de unos u otros servicios depende de las características del sistema dunar y el contexto socioeconómico en el que se encuentra. En general, los servicios que tienen una mayor relevancia son: i) el de protección de los intereses humanos en zonas costeras frente a la acción del mar, como consecuencia de fenómenos hidrometeorológicos, maremotos o simplemente la acción del espray salino; y ii) el papel regulador de la dinámica sedimentaria, siendo fundamentales para el mantenimiento de las playas arenosas. Algunos sistemas dunares albergan acuíferos de entidad que proveen de agua limpia a poblaciones cercanas y regadíos de zonas agrícolas.

Provisión	Regulación	Cultural
Material de construcción e industrial (arenas, madera, fibras)	Protección de zonas interiores frente a la acción del mar (tormentas, huracanes, subida del nivel del mar, maremotos)	Recreación y turismo
Depósitos de agua (acuíferos): abastecimiento, regadíos	Regulación dinámica sedimentaria: mantenimiento de playas y bajos arenosos sumergidos	Valor estético, psicológico y oportunidades terapéuticas
Material para subsistencia de poblaciones locales: alimentos animales y vegetales, combustibles, medicinas	Recarga y filtración de agua de acuíferos	Inspiración del arte y espiritual
Sitio para agricultura y ganadería	Regulación climática: secuestro de carbono	Educación ambiental
Recursos ornamentales	Regulación calidad del aire	Investigación científica

 **Tabla I.** Servicios de los ecosistemas que proveen las dunas costeras (a partir de Barbier et al., 2011; Everard, Jones y Watts, 2010; Nordstrom y Jackson, 2021).

5. Perturbaciones más frecuentes que degradan estos ecosistemas

Desde siempre el hombre ha vivido y obtenido recursos en la costa. Para ello, ha modificado o eliminado, en mayor o menor medida, los ecosistemas costeros. Las dunas, como territorio que siempre se ha considerado marginal, muy poco productivo e incluso peligroso, han sido objeto de una considerable intervención humana, lo que ha provocado un extenso e intenso cambio ecológico y geomorfológico, sobre todo en los últimos 200 años. Las consecuencias han sido la pérdida de muchos hábitats costeros, el incremento de especies amenazadas y la disminución del flujo de servicios de estos ecosistemas (Martínez et al., 2013).


La actividad humana produce degradación de las dunas costeras cuando: i) altera los elementos y procesos claves para su formación y persistencia (**figura II**); y ii) modifica los procesos controladores que mantienen su diversidad ecológica (**figura III**).

En general, la degradación y pérdida de dunas costeras es resultado de diferentes actividades humanas que se pueden agrupar en cinco grandes categorías (Ketchum, 1972): i) construcciones habitacionales y con fines de recreación y de turismo; ii) extracción de arenas u otro recurso minero; iii) extracción de aguas subterráneas; iv) cambio de uso de suelo para actividades agrícolas y ganaderas e industriales; y v) manejo inadecuado del sistema y estabilización artificial.

En la **tabla II** se detallan las alteraciones más relevantes producidas en dunas costeras (Ley, Gallego-Fernández y Vidal, 2007). Todas estas alteraciones se han producido y continúan produciéndose en las dunas costeras de España, destacando los siguientes impactos:

- La destrucción de sistemas dunares total o parcialmente para la construcción de áreas urbanas, industriales e infraestructura. Alrededor de un 35 % de las dunas costeras han sido destruidas y un 65 % alteradas.
- La destrucción de hábitats dunares mediante la plantación de arbolado para la fijación de arenas y desecación de humedales dunares, sobre todo de especies de los géneros *Pinus*, *Retama* y *Eucalyptus*. Prácticamente todos los sistemas dunares han sido objeto de este tipo de intervención.
- Disminución de sedimentos aportados por los ríos al litoral debido a la construcción de presas y modificación del transporte marino de los sedimentos mediante la construcción de espigones y puertos en la mayor parte de las costas peninsulares.
- Extracción de aguas subterráneas para uso agrícola. Este impacto negativo se viene produciendo a lo largo de todas las costas españolas, afectando a muchos sistemas dunares. Resulta paradigmático el ejemplo de las dunas de Doñana, donde desde los años 1970 se extrae ingente cantidad de agua para riego, lo que ha provocado la pérdida y la alteración irreversible de la heterogeneidad ambiental característica.
- Introducción intencionada (fijación dunar) o no intencionada de especies de plantas invasoras. Es un impacto muy común en todas las dunas de España y cuyo control es prácticamente inexistente fuera de las áreas protegidas (especies de los géneros *Carpobrotus*, *Arctothecta*, *Conyza* y *Oenothera*, entre otros).

Procesos		Mecanismos que producen alteraciones
ABIÓTICO	Geoformas	<ul style="list-style-type: none"> • Alteración importante o eliminación por la construcción de urbanizaciones e infraestructura; minería. • Creación de dunas artificiales; modificación de la forma de las dunas. • Pisoteo y vehículos todoterreno que destruyen las dunas y su vegetación.
	Transporte de sedimentos	<ul style="list-style-type: none"> • Marino: alteración del fondo marino y de la dinámica de sedimentos en el litoral. • Flujo del viento: alteración de la dirección y de la intensidad por la presencia de, por ejemplo, edificios muy altos en la costa. • Transporte terrestre del sedimento: minería, remoción de la playa y sedimentos de las dunas; estabilización o reactivación de la duna.
	Cantidad y calidad del agua	<ul style="list-style-type: none"> • Intrusión marina. • Extracción de agua. • Contaminación del agua/eutrofización.
BIÓTICO	Composición y abundancia en comunidades vegetales	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminación de especies o alteración de la estructura de la comunidad debido a: <ul style="list-style-type: none"> • Pastoreo. • Explotación de materias primas. • Introducción de especies exóticas. • Plantaciones para estabilizar la arena. • Eutrofización.
	Dinámica de la comunidad	<ul style="list-style-type: none"> • Modificación de la dinámica de la comunidad debido a: <ul style="list-style-type: none"> • Eliminación de semillas y propágulos por la limpieza de playas. • Pisoteo que inhibe la colonización y crecimiento de plantas. • Pérdida de especies y destrucción de la estructura de la comunidad como resultado de los rellenos de playas y reconstrucción de dunas. • Eutrofización (directa —adición de nutrientes para estimular el crecimiento vegetal— e indirecta —por contaminación—). Se modifican las interacciones y dominancias de las especies. • Reducción de la riqueza de especies por la introducción de otras exóticas e invasoras. • Pérdida de comunidades completas como resultado de la fragmentación del paisaje dunar a nivel regional.
	Dinámica del ecosistema	<ul style="list-style-type: none"> • Cambios en la dinámica del ecosistema debido a: <ul style="list-style-type: none"> • Eutrofización a partir de la deposición de nitrógeno, lo que lleva a la dominancia de unas pocas especies. • Tasa de descomposición de hojarasca reducida cuando hay introducción de especies exóticas.

 **Tabla II.** Alteraciones en las dunas costeras por las acciones humanas. **Fuente:** Martínez, Gallego-Fernández y Hesp (2013).

6. Restauración de dunas costeras

La principal condición para abordar con éxito la restauración de un ecosistema es eliminar los factores de tensión o impactos que lo han llevado a su degradación (Lithgow *et al.*, 2013). Esto en dunas costeras puede suponer intervenciones tan diferentes en intensidad y coste económico como pueden ser desde la simple restricción de acceso a las dunas a la eliminación de amplias zonas urbanas costeras, puertos u otra infraestructura marina (Ley, Gallego-Fernández y Vidal, 2007; Nordstrom y Jackson, 2021). La restauración de dunas debe llevarse a cabo con equipos multidisciplinares formados en la restauración ecológica y geomorfológica de dunas. Actualmente, es muy común la realización de intervenciones por grupos sociales, ayuntamientos, gobiernos regionales, entes estatales y empresas con poca o nula formación específica sobre dunas costeras, ya que aún se siguen considerando un ecosistema menor. Este capítulo de restauración de dunas sólo es una aproximación metodológica de lo que los profesionales pueden realizar.

Para saber si un sistema dunar necesita ser restaurado, se debe realizar un **diagnóstico** que evalúe sus características geomorfológicas, ecológicas y socioeconómicas en el marco del paisaje dunar regional. Mediante estos diagnósticos se mide el grado de alteración de los elementos y procesos clave de los sistemas dunares, las posibles alteraciones de los factores que controlan la diversidad ecológica y, finalmente, cuál es el estado del flujo de servicios de ecosistemas.

Para determinar el nivel de degradación es necesario realizar comparaciones con **sistemas de referencia**, a ser posible otros sistemas dunares conservados en la región costera, o bien antecedentes de estudios científicos del lugar o dunas cercanas, y siempre teniendo en consideración los modelos conceptuales establecidos de estructura y funcionamiento de dunas costeras. Es importante recordar que los ecosistemas no son sólo flora y fauna, sino que las interacciones bióticas y no bióticas que les son características determinan su funcionamiento.

Actualmente existen herramientas diagnósticas para establecer si un sistema dunar debe ser restaurado o no y en qué grado de prioridad en el conjunto regional. La herramienta diagnóstica de referencia es **ReDune**, propuesta por Lithgow, Martínez y Gallego-Fernández (2014), que, si bien se desarrolló para el golfo de México, puede y debe ser adaptada para realizar el diagnóstico de las dunas de España, excepto las de clima árido, en las que se puede utilizar la lista de control propuesta por Peña Alonso *et al.* (2018). El objetivo último de estos diagnósticos es establecer si la restauración es necesaria, si las alteraciones son reversibles y, finalmente, determinar qué tipo de restauración se puede hacer: restauración ecológica o rehabilitación.

Restauración ecológica: Se realiza cuando la intervención consigue recuperar la estructura (geoformas dunares y composición y abundancia de especies) y funcionamiento (procesos sedimentarios y ecológicos), de forma que el sistema

dunar restaurado mantiene una situación de equilibrio dinámico acorde con las características sedimentarias y ecológicas de su entorno local y regional. El sistema restaurado «se automantiene», no necesita más intervención. La restauración ecológica sólo es posible cuando se han eliminado las causas de alteración de procesos ecológicos y geomorfológicos claves, situación que habitualmente sólo se puede producir en costas naturales sin apenas intervención humana, normalmente espacios protegidos.


Rehabilitación: En este caso no se pueden eliminar las causas de alteración de los procesos ecológicos o geomorfológicos clave, sólo se pueden reducir parcialmente. Únicamente se pueden recuperar algunas especies, algunas funciones y procesos, es decir, sólo una parte del sistema dunar. El sistema dunar rehabilitado siempre «necesita mantenimiento». Este tipo de intervención es el que se suele realizar en tramos costeros urbanos y semiurbanos, donde la presión humana es alta.

7. Técnicas, tecnologías, herramientas más frecuentes que suelen emplearse para rehabilitar este tipo de ecosistemas, a pesar de que cada caso siempre será singular

En este capítulo de restauración sólo vamos a abordar las acciones de recuperación de dunas costeras mediante rehabilitación en costas urbanas y semiurbanas. Básicamente las acciones son las mismas se restaure o se rehabilite; la diferencia está en si se han podido eliminar o no los factores de alteración. En concreto vamos a mostrar las diferentes técnicas que se utilizan para recuperar la zona activa del sistema dunar, es decir, desde la playa hacia el interior incluyendo las primeras dunas costeras frontales.

La rehabilitación de cordones dunares costeros se realiza mediante 6 acciones que variarán en función de las características del sector costero de que se trate (**tabla III**).

1. Eliminación de las causas de alteración
2. Construcción de la duna costera
3. Plantación de la duna construida
4. Sistemas de protección de la restauración
5. Seguimiento del desarrollo de las acciones de construcción y revegetación
6. Seguimiento y mantenimiento a largo plazo de la restauración

 **Tabla III. Fases de la restauración o de la rehabilitación de la duna costera.**
Fuente: Ley, Gallego-Fernández y Vidal (2007).

7.1. Eliminación de las causas de alteración

Como ya se indicó anteriormente, tras la identificación de las causas de la degradación del sistema dunar, es fundamental eliminarlas o reducirlas. Si se pueden eliminar, podremos realizar una restauración ecológica, y, si no es posible, se llevará a cabo una rehabilitación.

Podemos establecer inicialmente dos metodologías de restauración de dunas en función del tipo de intervención, la restauración pasiva y la restauración activa, que no son mutuamente excluyentes, sino complementarias. La **restauración pasiva** se realiza cuando las causas de alteración se pueden eliminar y en el sistema dunar existen todos los elementos y procesos que permiten recuperar su estructura y funcionamiento por sí mismo. Se utiliza, por ejemplo, cuando hay mucha frecuentación de personas en las dunas debido, sobre todo, a que la atraviesan para llegar a la playa, produciendo compactación de arenas y eliminación de vegetación. La ordenación de accesos mediante la creación de itinerarios e instalación de cercados elimina o limita el impacto y puede permitir la recuperación sin más intervención. La **restauración activa** es la forma de intervención más común en la recuperación de dunas. Suele ser un proceso activo en el que la construcción de dunas y la revegetación son realizadas total o parcialmente mediante intervención directa con diferentes técnicas, y en la que será necesaria la participación de procesos naturales para completar la recuperación dunar.

7.2. Construcción de la duna

La construcción de la duna costera se realiza en aquellos tramos costeros donde esta ha desaparecido total o parcialmente o donde ha sido modificada su morfología; o bien se puede construir una duna costera donde antes no la había. La morfología objetivo de la duna construida debe ser lo más parecida a la que existía previamente o análoga a las del tramo costero objeto de actuación.

Se pueden distinguir dos tipos de técnicas de construcción de la duna costera: la que utiliza maquinaria pesada para la construcción del depósito de arenas (técnicas de ingeniería convencional) y la que utiliza sólo procesos naturales (técnicas ecológicas).

Las «técnicas de ingeniería convencional» se emplean cuando no se dispone de sedimento o potencia de viento para formar la duna; es una opción rápida, de días o semanas, pero costosa. Se obtiene sedimento de alguna fuente cercana, se extrae con maquinaria, se transporta y se lleva al sitio habilitado para la construcción de la duna. Un buen ejemplo son las dunas de la Devesa de L'Albufera en Valencia.

Las «técnicas ecológicas» se utilizan cuando sí hay sedimento disponible que llega a la playa y las condiciones de viento son adecuadas para su transporte;

sólo se necesita de la instalación de vegetación o de captadores de arena para que la duna se forme. Es un proceso de formación de la duna más lento que el anterior, pero poco costoso. A continuación mostramos cómo se puede construir la duna costera utilizando plantaciones y utilizando captadores de arena.

La construcción de la duna costera mediante la plantación de vegetación es un método muy natural, pero suele ser poco exitoso, ya que son numerosas las marras. Además, la topografía resultante es muy irregular y fragmentada, y, por tanto, muy vulnerable a la acción del mar y el viento en los primeros estadios de formación. Las especies de plantas que se suelen utilizar son conocidas como constructoras de duna. En las dunas de la península y Baleares, las especies constructoras de dunas más eficientes son las herbáceas perennes *Ammophila arenaria* y *Elymus farctus*, y en las Islas Canarias, la especie leñosa *Traganum moquinii* (Gallego-Fernández, Sánchez y Ley, 2011; Sanromualdo Collado *et al.*, 2021). Las tres especies tienen en común que su crecimiento es estimulado con el enterramiento por arenas, contribuyendo así al crecimiento en altura y anchura de la duna.

Los captadores pasivos de arena realizan la misma función que las plantas constructoras de dunas, pero la acumulación de arenas cesa cuando se cubre el captador. Los captadores de arena son estructuras que forman depósitos arenosos debido a la intercepción de la arena transportada por el viento. Los cordones dunares resultantes con este método, contruidos en la península y Baleares, suelen tener formas poco naturales y muy lineales, pero se pueden realizar acciones para que tengan una apariencia más natural.

Los captadores de arena son ampliamente utilizados para la construcción de la duna costera debido a su bajo coste, facilidad de instalación y eficacia en la formación del depósito arenoso. Existen captadores de diferentes materiales, los más frecuentes son ramas o cañas entrecruzadas, tablestacas y varas de mimbre; cada uno produce depósitos de arenas de distinta morfología. Las ramas entrecruzadas se han utilizado desde siempre, y la acumulación de arenas depende de la porosidad del entramado. Sin embargo, en general, la posibilidad de cortar vegetación leñosa suele ser limitada, pudiéndose también dar casos de rebrote de alguna rama de especies que no sean adecuadas para la duna costera. Las cañas (*Arundo donax*) también han sido ampliamente utilizadas. Sin embargo, es discutible éticamente la utilización de una especie invasora y, además, cuando las cañas se degradan, producen astillas que pueden ser peligrosas para personas y animales. Las tablestacas son útiles para formación puntual de depósitos de arena y se pueden utilizar para impedir el paso, aunque tienen la desventaja de que su degradación es a muy largo plazo y sobre todo que para su construcción se utilizan clavos de hierro que también pueden ser peligrosos para personas y animales.

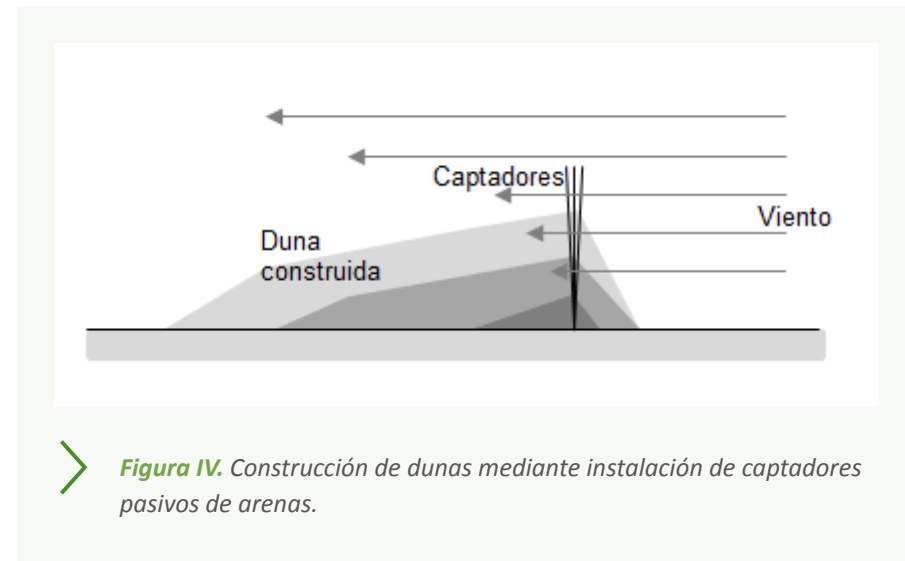


Figura IV. Construcción de dunas mediante instalación de captadores pasivos de arenas.

En España, el tipo de captador más utilizado son las varas de mimbre (figura V). Es un material flexible con posibilidad de disponer de diferentes alturas (hasta 180 cm). Suelen estar autoclavados para evitar rebrote. Habitualmente, se disponen en zanjas abiertas en la arena, donde se entierran un tercio de su longitud y se colocan con una densidad de unos 3 kg por metro lineal.

Respecto a la instalación de captadores pasivos de arenas en la península y Baleares, en general, se suelen instalar en bandas paralelas a la playa, tras la línea de pleamar máxima. La disposición sobre terreno dependerá de la dirección de los vientos dominantes. Los captadores deben orientarse perpendiculares a la dirección del viento (figura VI).

El número de filas de captadores dependerá de la cantidad de sedimento disponible, de la capacidad de transporte de los vientos locales y del tamaño, anchura y altura de la duna a construir. En general, se disponen las filas con una separación de unos 7 m. Las filas deben ser instaladas de forma secuencial en el tiempo, empezando por la zona más alejada de la línea de costa y progresando hacia la orilla (figura VII), si bien en general se suelen instalar todas las filas a la vez, lo cual puede resultar en que a las más interiores apenas llegue sedimento. Una vez que los captadores se entierran por completo pierden su función. Entonces es el momento de colocar nuevas filas encima del depósito arenoso acumulado hasta conseguir la altura adecuada.

En la costa mediterránea, tras la acumulación de arena con maquinaria o sobre la duna costera existente, se suelen instalar empalizadas de la herbácea *Spartina versicolor* en un entramado armado con cañas, siguiendo una disposición ortogonal. Tienen la doble función de estabilización del depósito arenoso y la acumulación de nuevos sedimentos.

En las Islas Canarias, la duna costera es completamente diferente a las del resto del territorio nacional. La duna costera está formada por montículos arenosos, *nebkhas*, formados en general por *Traganum moquinii*. Su tamaño es muy variable, entre 0,5 y 10 m de diámetro y hasta 6-7 m de altura. Actualmente se están ensayando diferentes métodos de restauración que pueden consultarse en Sanromualdo-Collado *et al.* (2021).

Tras el periodo inicial de construcción de la duna costera, y antes de que se entierren por completo los captadores pasivos de arena, se debe proceder a la plantación.

6.3. Plantación de la duna construida

La construcción de la duna costera se inicia con los captadores pasivos y se continúa con la plantación de especies dunares nativas. Estas plantas contribuirán a: i) consolidar el depósito dunar; ii) continuar aumentando la anchura y altura del cordón dunar; iii) hacer más heterogénea la topografía; y iv) facilitar la colonización de otras especies de plantas, iniciando la restauración pasiva de la vegetación natural.

Selección de especies. Las especies que se utilizan para la plantación inicial de la duna construida son las que hemos denominado como constructoras de dunas o estructurales. Son especies que tienen cierta tolerancia a la salinidad, y sobre todo su crecimiento se ve estimulado por el enterramiento. Como se dijo más arriba, la especie estructural de dunas de la Islas Canarias es *Traganum moquinii*. En las costas de la España peninsular e Islas Baleares, las dos especies más utilizadas son *Elymus farctus* (grama de mar) y *Ammophila arenaria* (barrón). La primera suele plantarse en las zonas más expuestas del cordón y la segunda un poco más retrasada, si bien ambas son muy eficientes en las zonas de la duna con alta movilidad de la arena.

Se pueden utilizar más especies para revegetar la duna costera, si bien esto puede encarecer considerablemente la restauración (obtención de semillas y multiplicación de plantas) y a veces no es necesario; incluso puede ser contraproducente introducir demasiadas especies.

A partir del diagnóstico ambiental previo al diseño de la restauración, se puede conocer cuál debería ser la composición de la vegetación de la duna costera en relación con la dinámica sedimentaria del tramo de costa objeto de actuación. Además, también se deben localizar las poblaciones más cercanas de las especies dunares y determinar si estas pueden alcanzar la zona a restaurar mediante mecanismos naturales de dispersión, principalmente: dispersión de semillas o fragmentos de plantas mediante corriente marinas, dispersión de semillas por el viento y, en menor medida, dispersión por animales. La capacidad de dispersión de las especies dunares es muy elevada, habiéndose constatado que incluso en regiones dunares costeras muy fragmentadas como las costas del País Vasco la

restauración pasiva de las dunas construidas es posible (Gallego-Fernández, Sánchez y Ley, 2011).

Hay dos situaciones en las que se puede considerar plantar más especies, además de las constructoras de dunas. Un primer caso sería la introducción de especies de plantas amenazadas para favorecer su conservación mediante el establecimiento de nuevas poblaciones. Un segundo caso sería la disponibilidad de medios económicos y técnicos suficientes para abordar la plantación de un elevado número de especies. Este es el caso de la Devesa de L'Albufera de Valencia, donde se introdujeron decenas de especies en el cordón dunar construido (Vizcaíno, 2007). En este último caso, es muy importante tener en cuenta que las dunas costeras no son homogéneas en sus características ambientales y que el número de especies va a depender de la movilidad de las arenas.

Obtención y plantación de plantas constructoras de dunas. *Ammophila arenaria* y *Elymus farctus*. La plantación de las dunas construidas requiere de un elevado número de plantas y, por tanto, se deben multiplicar en el vivero. Sin embargo, no vale cualquier planta: para evitar la pérdida de ecotipos, las semillas deben proceder de poblaciones naturales del tramo costero donde se realiza la intervención o de un tramo cercano, nunca de otra región costera. El vivero debe proporcionar la trazabilidad del origen de las plantas.

La plantación de las constructoras de dunas se debe realizar en otoño, tras una cantidad suficiente de precipitación para asegurar el enraizamiento. Las plantas deben tener entre 1 y 2 años, y su distribución en la duna debe ser al azar, con unas densidades entre 5 y 7 plantas por metro cuadrado, dependiendo de la precipitación de la zona. Es una densidad inicial muy alta, pero que se verá reducida considerablemente tras el primer verano.

Cuidados de la plantación. Las plantas no se deben regar ni abonar, ya que esto facilita la entrada de especies no deseadas, tanto generalistas como invasoras. El principal cuidado debe ser la protección de las zonas plantadas para evitar el paso de vehículos y el pisoteo. Las raíces en suelos arenosos son muy sensibles al pisoteo, muy habitual en las zonas inmediatas a las playas.

6.4. Sistemas de protección de la restauración

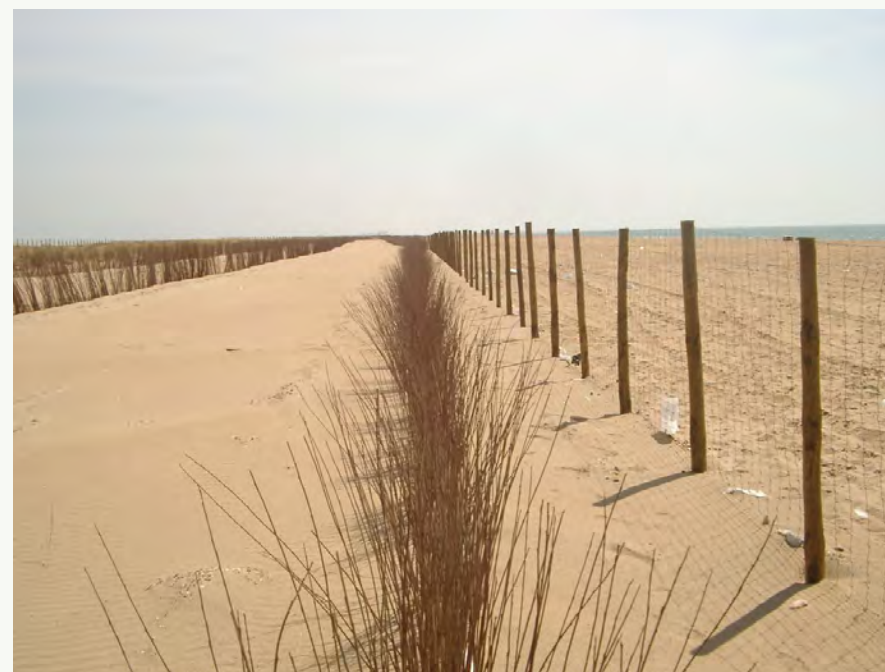
El principal enemigo de la restauración de dunas es el pisoteo por los usuarios de la playa. Afecta tanto a la morfología dunar como a la plantación y a la colonización de otras especies de la comunidad dunar. En entornos urbanos es frecuente la utilización de las escasas dunas presentes y de las dunas construidas para pasear a los perros; además del pisoteo, los excrementos y orines contribuyen al enriquecimiento del suelo en materia orgánica y nutrientes, afectando considerablemente a la composición de la vegetación. Los mayores riesgos de pisoteo se localizan en el entorno de aparcamientos, de caminos de acceso y de chirin-



23 de febrero de 2005



18 de marzo de 2005



3 de junio de 2005



5 de septiembre de 2005

➤ **Figura V.** Construcción de una duna costera mediante captadores pasivos de arena de mimbre. Dique Juan Carlos I, Huelva. Tras 6 meses la duna creció hasta 1 m de altura. **Autor:** Juan B. Gallego Fernández.

guitos. También es común el impacto que suelen ocasionar algunas personas a los captadores pasivos, con acciones como la de utilizarlos como tendederos de toallas y como zonas de abrigo de vientos. También es frecuente el robo de varas de mimbre.

Para proteger la restauración se deben realizar tres acciones básicas:

- Impedir el paso al interior de la zona de actuación mediante cerramientos con **vallado perimetral**.
- Habilitar accesos a la playa desde zonas de aparcamiento o paseos marítimos mediante **pasarelas**. Si las pasarelas discurren sobre la zona restaurada deben construirse elevadas.
- Instalación de **carteles informativos** sobre la importancia de las dunas en general, destacando su valor intrínseco y los servicios de ecosistemas que proveen en la zona de actuación.

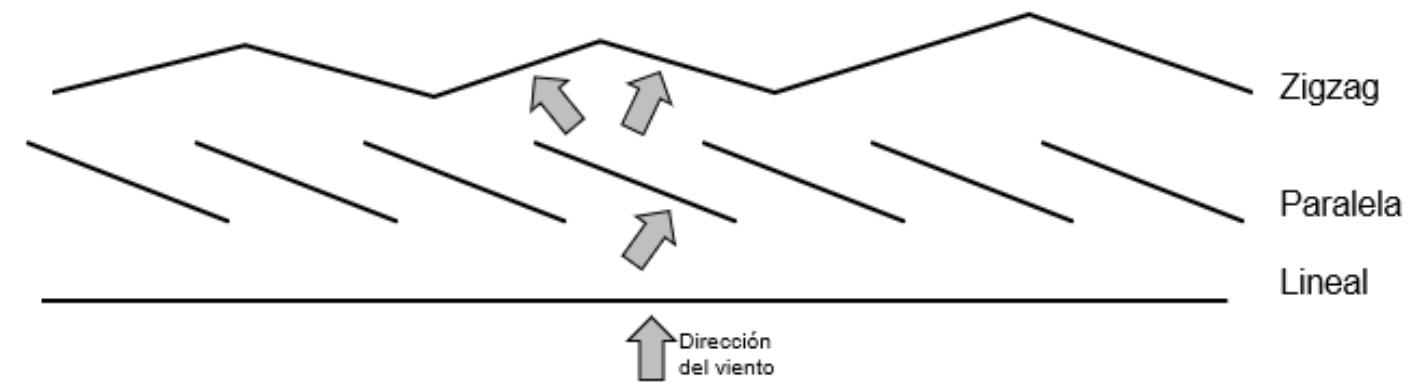
Las características de los cerramientos, pasarelas y contenido de cartelería se deben adaptar a las características de los usuarios de la zona.

Seguimiento del desarrollo de las acciones de construcción y revegetación. La restauración de la duna costera debe tener un seguimiento adaptativo tanto a lo largo del desarrollo de las fases de la actuación como tras dar por terminadas las acciones, a medio y a largo plazo.

El seguimiento se debe centrar en tres aspectos básicos: morfología dunar, plantación y comunidad vegetal. Además, la restauración puede tener un interés especial en el seguimiento de alguna especie animal o vegetal de relevancia. Debido a que la mayor probabilidad de impacto es durante los periodos vacacionales, principalmente verano, se debe poner especial atención durante estas fechas para la detección de alteraciones que comprometan la restauración.

Morfología dunar. Se debe realizar un seguimiento de la morfología de la duna costera mientras se está construyendo, desde antes de la instalación de los captadores pasivos, durante el proceso de formación del depósito arenoso y tras la plantación. Para ello se deberán establecer transectos longitudinales y transversales permanentes donde realizar «perfiles topográficos». Esto permitirá monitorizar la evolución de la topografía de la duna costera, detectar debilidades o puntos vulnerables y comprobar la efectividad de los captadores pasivos y de la plantación. Durante la obra se deben realizar levantamientos topográficos estacionales y, cuando la obra termina, se debería llevar a cabo un seguimiento anual del perfil topográfico de transectos seleccionados.

Disposición espacial de captadores pasivos de arenas



➤ **Figura VI.** Disposición espacial de captadores pasivos de arenas en función de la dirección predominante de los vientos.



➤ **Figura VII.** Disposición espacial y temporal de los captadores pasivos de arenas.

Plantación. Tras la plantación se debe realizar un seguimiento del éxito de la misma, detectando aquellas zonas donde se haya producido un exceso de mortalidad que pueda afectar a la integridad del cordón dunar construido o a su efectividad en la captación de arenas. En estos casos, normalmente resultado de la acción del mar o del viento durante los temporales, se deben volver a realizar las plantaciones.

Comunidad dunar. Si sólo se han plantado las especies de plantas constructoras de dunas, el resto de las especies de la comunidad dunar llegará a la nueva duna costera mediante colonización primaria. Para saber si la trayectoria de recuperación es la adecuada y se acerca o no al sistema de referencia previamente seleccionado, se debe monitorizar la vegetación en parcelas o en transectos permanentes que cubran los diferentes tipos de hábitat de la duna construida, esencialmente las orientaciones de barlovento y sotavento del cordón dunar. En las parcelas se debe registrar la composición y abundancia de especies entre abril y junio según el clima de la zona costera (es la fecha donde están presentes la mayor parte de las especies anuales). Se debe distinguir entre: i) especies nativas que sólo habitan en dunas costeras; ii) especies nativas que habitan en dunas costeras y otros hábitats; iii) especies nativas de otros hábitats; y iv) especies exóticas e invasoras. La presencia de especies de los tipos iii) y iv) puede estar indicando que la restauración no sigue la trayectoria adecuada por falta de movilidad de las arenas o por diferentes tipos de impactos. En cualquier circunstancia, se deben eliminar todas las especies exóticas e invasoras cuando sean detectadas.

Casos prácticos recomendados

[46 LIFE CONHABIT](#)

[18 DUNA LAIDA](#)



➤ **Figura VIII.** Duna construida tras 2 años desde la plantación de la especie constructora de dunas *Ammophila arenaria*. Se observa que ha habido una importante colonización de otras especies de la comunidad dunar como *Salsola kali*, *Polygonum maritimum*, *Euphorbia paralias*, *Pancratium maritimum* y *Otanthus maritimus*. También se pueden apreciar restos de los captadores pasivos de mimbre. **Autor:** Juan B. Gallego Fernández.

Bibliografía

- Alonso, I. *et al.* (2011) Los grandes campos de dunas actuales de Canarias. En: Sanjaume Saumell E. y Gracia Prieto F.J. Coord. *Las dunas en España*. Sociedad Española de Geomorfología, pp. 467-496.
- Barbier, E. *et al.* (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81, pp. 169-193, 10.1890/10-1510.1.
- Davidson-Arnott, R., Bauer B. y Houser, C. (2019) *Introduction to Coastal Processes and Geomorphology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Everard, M., Jones, L. y Watts, B. (2010) Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20 (4), pp. 476-487, 10.1002/aqc.1114.
- Gallego-Fernández J.B. y Martínez, M.L. (2011) Environmental filtering and plant functional types on Mexican fore-dunes along the Gulf of Mexico, *Ecoscience*, 18, pp. 52-62. Disponible en: <https://doi.org/10.2980/18-1-3376>
- Gallego-Fernández J.B., Sánchez, I.A. y Ley, C. (2011) Restoration of isolated and small coastal sand dunes on the rocky coast of northern Spain, *Ecological Engineering*, 37, pp. 1822-1832.
- García Mora, M.R. *et al.* (2001) A coastal dune vulnerability classification: SW Iberian Peninsula case study, *Journal of Coastal Research*, 17, pp. 802-811.
- Hesp, P.A. (1991) Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes, *Journal of Arid Environments*, 21, pp. 165-191. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(18\)30681-5](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(18)30681-5)
- Hesp, P.A. (1988) Morphology, dynamics and internal stratification of some established foredunes in southeast Australia, *Sedimentary Geology*, 55, pp. 17-41.
- Hesp, P.A. (1989) A review of biological and geomorphological processes involved in the initiation and development of incipient foredunes, *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B. Biology and Sciences*, 96, pp. 181-201. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0269727000010927>
- Hesp, P.A. (2002) Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics, *Geomorphology*, 48, pp. 245-268. Disponible en: [https://doi.org/Doi:10.1016/s0169-555x\(02\)00184-8](https://doi.org/Doi:10.1016/s0169-555x(02)00184-8)
- Hesp P.A. *et al.* (2021) Nebkha or Not?-Climate Control on Foredune Mode, *Journal of Arid Environments*, 187, 104444. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104444>
- Jones, L., Rooney, P., Rhymes, J. y Dynamic Dunescape partners (2021) The Sand Dune Managers Handbook. Version 1, *Produced for the Dynamic Dunescape (DuneLIFE) project: LIFE17 NAT/UK/000570; HG-16-086436*.
- Ketchum, B.H. (ed.) (1972) *The Water's Edge: Critical Problems of the Coastal Zone*. Boston: MIT Press.
- Ley, C., Gallego-Fernández, J.B. y Vidal, C. (2007) *Manual de restauración de dunas costeras*. Santander: Ministerio de Medio Ambiente, 251 pp.
- Lithgow, D. *et al.* (2013) Linking restoration ecology with coastal dune restoration, *Geomorphology*, 199, pp. 214-224. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.05.007>
- Lithgow, D., Martínez, M.L. y Gallego-Fernández, J.B. (2014) The “ReDune” index (Restoration of coastal Dunes Index) to assess the need and viability of coastal dune restoration, *Ecological Indicators*, 49, pp. 178-18. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.10.017>
- Martínez, M.L. y Psuty, N.P. (2004) *Coastal dunes*. Berlin: Springer Verlag.
- Martínez, M.L., Gallego-Fernández, J.B. y Hesp, P.A. (2013) *Coastal dune restoration. Springer Series on Environmental Management*. Berlin: Springer Verlag.
- Moreno-Casasola, P. (1986) Sand movement as a factor in the distribution of plant communities in a coastal dune system, *Vegetatio*, 65, pp. 67-76. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/BF00044876>
- Moulton, M.A. *et al.* (2019) Changes in vegetation cover on the Younghusband Peninsula transgressive dunefields (Australia) 1949–2017, *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(2), pp. 459-470.
- Nordstrom K.F. y Jackson, N.L. (2022) *Beach and dune Restoration*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nordstrom, K. (2008) *Beach and Dune Restoration*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Peña Alonso, C. *et al.* (2018) Assessing the geomorphological vulnerability of arid beach-dune systems, *Science of the Total Environment*, 635, pp. 512–525. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.095>
- Sanjaume Saumell, E. y Gracia Prieto F.J. Coord. (2011) *Las dunas en España*. El Puerto de Santa María: Sociedad Española de Geomorfología, El Puerto de Santa María.
- Sanromualdo-Collado, A. *et al.* (2021) Coastal Dune Restoration in El Inglés Beach (Gran Canaria, Spain): a Trial Study, *Revista de Estudios Andaluces*, 41, pp. 187-204. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.12795/rea.2021.i41.10>
- Stallins, J.A. (2001) Soil and vegetation patterns in barrier-island dune environments, *Physical Geography*, 22, pp. 79-98. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/02723646.2001.10642731>
- Vizcaino, A. (2007) La restauración de los sistemas dunares litorales. El Caso de la Devesa de la Albufera de Valencia, *Cuadernos de Arquitectura*, 8, pp. 50-53.
- Wilson, J.B. y Sykes, M.T. (1999) Is zonation on coastal sand dunes determined primarily by sand burial or by salt spray? A test in New Zealand dunes, *Ecology Letters*, 2, pp. 233-236. Disponible en: <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1999.00084.x>
- Woodroffe, C.D. (2002) *Coasts: Form, Process and Evolution*. New York: Cambridge University Press.
- Zunzunegui, M., Esquivias, M.P. y Gallego-Fernández, J.B. (2022) Spatial and temporal patterns of water use by Mediterranean coastal dune vegetation, *Plant and Soil*, 477, pp. 807-828. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05443-z>



12. Bloque temático

Restauración de ecosistemas marinos dominados por macrófitos y corales de zonas templadas

Rosa M. Viejo¹, Jesús M. Castillo², Jorge Terrados³, Inés Castejón³, Emma Cebrián⁴, Jana Verdura⁵ y Cristina Linares⁶

¹ Área de Biodiversidad y Conservación. Departamento de Biología y Geología, Física y Química Inorgánica. Universidad Rey Juan Carlos. Instituto de Investigación en Cambio Global, Universidad Rey Juan Carlos (IICG-URJC)

² Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla.

³ Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA), CSIC, UIB.

⁴ Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB), CSIC.

⁵ Université Côte d'Azur, CNRS, UMR 7035 ECOSEAS, Nice, France.

⁶ Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales. Universidad de Barcelona.

1. Introducción. Especies generadoras de hábitat en medios intermareales y marinos. Valor de conservación y principales amenazas

Las costas de todo el mundo están colonizadas por especies de macrófitos (plantas vasculares y macroalgas) e invertebrados marinos bentónicos como los corales, que se consideran «ingenieros autogénicos» (*sensu* Jones, Lawton y Shachak, 1994), dada la enorme influencia que ejercen en las comunidades biológicas donde se desarrollan. No sólo suministran alimento a otras especies, sino que su compleja estructura tridimensional genera hábitat para numerosos organismos, a la vez que proporcionan de forma gratuita importantes servicios ecosistémicos a la humanidad.

Las comunidades dominadas por macrófitos marinos incluyen marismas, manglares y praderas submarinas de angiospermas, que se desarrollan sobre sustratos blandos (con alguna excepción, p. ej., el género *Phyllospadix* [Short *et al.*, 2007], o *Posidonia oceanica* [L.] Delile [Badalamenti, Alagna y Fici, 2015]), y los bosques de macroalgas, típicos de costas rocosas. Estos productores primarios son la base de las redes tróficas costeras, generan materia orgánica que en parte se exporta a otros ecosistemas y constituyen zonas de cría o guardería para numerosas especies de peces y crustáceos de interés comercial (Bertness *et al.*, 2000; Mann, 2000). En concreto, las praderas de angiospermas marinas, que incluyen géneros como *Zostera*, *Cymodocea* y *Posidonia*, se estima que sustentan alrededor de un quinto de las 25 pesquerías más importantes a nivel mundial (Unsworth, Northlund y Cullen-Unsworth, 2018). Estas praderas sumergidas presentan una distribución geográfica amplia, apareciendo en costas de todos los continentes, excepto la Antártida (Short *et al.*, 2007). Los manglares, por el contrario, son bosques intermareales característicos de regiones tropicales o subtropicales, que en latitudes templadas son sustituidos por marismas costeras, dominadas por arbustos y plantas herbáceas como las especies pioneras del género *Spartina*, aunque las marismas pueden aparecer asimismo en zonas tropi-

cales y subtropicales (Mobberley, 1953; Adam, 2002). Todas estas comunidades de plantas vasculares marinas, que se desarrollan en la franja intermareal o sumergidas en aguas someras, desempeñan un papel fundamental en la retención y estabilización de sedimentos, reduciendo la turbulencia y limitando la erosión, actuando, por tanto, como defensas costeras naturales (Bertness *et al.*, 2000).

La capacidad de estas comunidades vegetales de capturar y almacenar carbono a largo plazo en tejidos y sedimentos es otro servicio que cobra especial relevancia en el actual escenario de cambio climático, y por el que han sido acuñados como ecosistemas de «carbono azul» (Smith, 1981; y Nellemann *et al.*, 2009). La longevidad y tasas de almacenaje son excepcionalmente altas comparadas con macrófitos terrestres. Así, se estima que, a nivel global, las marismas, manglares y praderas de angiospermas marinas pueden capturar anualmente la misma cantidad de carbono orgánico que los bosques terrestres, a pesar de ocupar una extensión de menos del 3 % del área ocupada por estos (Duarte *et al.*, 2013a). El carbono secuestrado por los ecosistemas marinos e intermareales vegetados puede quedar retenido durante miles de años enterrado en sedimentos saturados de agua, hipóxicos y con bajas tasas de remineralización, mientras que en bosques tropicales esta capacidad de almacenaje se limita, como mucho, a décadas o centenares de años (Mcleod *et al.*, 2011).

Los bosques de macroalgas, a pesar de ser los sistemas de macrófitos marinos más productivos a nivel mundial por su extensión (Duarte *et al.*, 2013a), no fueron incluidos inicialmente en las estimas de carbono azul, dado que se desarrollan principalmente en costas rocosas, donde no hay opción de almacenaje de carbono *in situ* a largo plazo. En la actualidad, sin embargo, sí se consideran componente relevante del carbono azul por las elevadas estimas de carbono fijado por macroalgas que se exporta y acumula en sedimentos costeros o en zonas oceánicas profundas (Krause-Jensen y Duarte, 2016; y Raven, 2018). Las macroalgas de gran porte, que forman bosques intermareales y submarinos en costas templadas, son generalmente algas pardas pertenecientes a los órdenes fucales, tilopteridales y laminariales (Dayton, 1985; Schiel, 2006). Estas especies proporcionan hábitat y alimento para una diversa comunidad biológica, sustentando la producción de especies de interés pesquero (Eger *et al.*, 2022), al igual que otros sistemas dominados por macrófitos marinos. Además, la cubierta «forestal» o dosel que generan mitiga el efecto del oleaje (Steneck *et al.*, 2002) y sirve de filtro de nutrientes, amortiguando el impacto de la eutrofización en sistemas costeros (Eriksson, Rubach y Hillebrand, 2006).

Los macrófitos no son los únicos ingenieros autogénicos marinos; también se incluyen diversos invertebrados bentónicos como los corales, organismos del grupo *Cnidaria* que, normalmente, se asocian a la generación de arrecifes tropicales (Woodhead *et al.*, 2019). No obstante, este grupo aparece asimismo bien representado en mares templados, constituyendo hábitats estructuralmente complejos, con elevada diversidad tanto en aguas someras como profundas. Entre estas especies, que juegan un papel fundamental en las comunidades donde se desarrollan,

se encuentran corales de aguas frías del Atlántico y Mediterráneo como *Lophelia pertusa* (L.) (Freiwald, 2003) y *Madrepora oculata* (L.) (Orejas *et al.*, 2009) o el coral rojo *Corallium rubrum* (L.) y la gorgonia roja *Paramuricea clavata* (Risso), que forman parte del coralígeno, uno de los hábitats más diversos, así como endémico del Mediterráneo (Ballesteros 2006; Casas-Güell *et al.*, 2016).

Todos estos ecosistemas marinos, dominados por especies claves y con un elevado valor de conservación, se ven amenazados por impactos antrópicos que actúan a escalas locales, regionales y global. Se estima que alrededor de un 25-50 % de los ecosistemas costeros dominados por macrófitos se han perdido sólo en los últimos 50 años (Duarte *et al.*, 2013a). Entre los impactos a nivel local y regional se incluyen los cambios en usos del suelo, los impactos mecánicos, la contaminación, la sobreexplotación de recursos y las especies exóticas invasoras. En estuarios templados, muchas marismas han sido desecadas para usos agrícolas, industriales o recreativos (Gedan, Silliman y Bertness, 2009), y los campos de angiospermas marinas se ven amenazados por la contaminación por nutrientes y la transformación de la costa (Orth *et al.*, 2006). La eutrofización es también una de las causas del declive de los bosques de macroalgas pardas, así como la sobreexplotación de peces y crustáceos depredadores, que origina proliferaciones de especies consumidoras de dichos macrófitos, y la sobreexplotación de las propias macroalgas (p. ej., para extracción de alginatos o alimentación) (Strain *et al.*, 2014; Eger *et al.*, 2022). El impacto directo o indirecto de las artes de pesca más destructivas amenaza los corales en general (Montseny *et al.*, 2021a); la pesca directa del coral rojo *C. rubrum*, por su preciado esqueleto en joyería, es una de las principales amenazas en la conservación de esta especie (Montero-Serra *et al.*, 2015). Otra de las amenazas para las especies ingenieras autogénicas nativas es la introducción de especies exóticas, como el detectado desplazamiento de la especie nativa *Spartina maritima* (Curtis) Fernald de marismas europeas por la especie americana *Spartina densiflora* Brongn (Castillo *et al.*, 2008) o el impacto que pueden causar diversas especies de macrófitos invasores en el asentamiento y supervivencia de las fases juveniles de corales (Cebrián *et al.*, 2012; Linares, Cebrián y Coma, 2012).

A las amenazas antrópicas que actúan a escalas espaciales locales o regionales, se suma el impacto del cambio climático (incremento progresivo de la temperatura, olas de calor, subidas del nivel del mar, aumento en frecuencia e intensidad del oleaje y acidificación), que puede producir efectos aditivos o sinérgicos, multiplicativos, con las anteriores (Harley *et al.*, 2006). El drástico y generalizado declive de bosques intermareales y sumergidos de algas pardas observado en la costa norte española, o la mortalidad masiva de corales en el Mediterráneo, se relacionan con el cambio climático y, en particular, con eventos de calentamiento de las aguas (Duarte *et al.*, 2013b; Garrabou *et al.*, 2019). La presencia cada vez más frecuente de peces tropicales en aguas templadas también está vinculada al calentamiento, y está incrementando significativamente las tasas de herbivoría sobre los bosques de macroalgas (Vergés *et al.*, 2014). La capacidad de mitigación del cambio climático que presentan las comunidades de macrófitos marinos es reconocida al actuar como sumideros de carbono y defensas costeras naturales frente al incremento del



➤ **Figura 1.** Restauración de marismas en el Río Piedras (Huelva) en octubre de 2007 (arriba) y septiembre 2014 (abajo). **Autor:** Jesús M. Castillo.

oleaje y las subidas del nivel del mar (Nellemann *et al.*, 2009). Pero esta capacidad se ve seriamente mermada debido a los actuales niveles de alteración antrópica y degradación de estos valiosos ecosistemas, que pueden llegar a convertirse en fuentes de emisión de CO₂ (Pendleton *et al.*, 2012). Las comunidades coralígenas, dominadas por algas calcáreas y corales, pueden verse gravemente afectadas por la acidificación de los océanos en un futuro próximo, tal como reflejan los drásticos cambios observados en las proximidades de surgencias volcánicas marinas en el Mediterráneo (Linares *et al.*, 2015).

En el actual escenario de cambio climático, la reducción de emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera es una tarea apremiante, como lo es frenar la degradación y pérdida de estos ecosistemas, favoreciendo su conservación y recuperación (Nellemann *et al.*, 2009). La buena noticia es que la resiliencia o capacidad de recuperación de los ecosistemas marinos tras la eliminación de perturbaciones antrópicas, sea de forma pasiva o con medidas de restauración activa, es relativamente alta. Aun así, las escalas temporales en las que se produce dicha

recuperación dependen del ecosistema y las características de las especies dominantes. Esta puede producirse en menos de una década en el caso de macroalgas, entre una y dos décadas para marismas, o varias décadas para angiospermas marinas; la tasa de crecimiento de corales tanto de aguas someras como profundas es más lenta y, por tanto, la recuperación de su plena funcionalidad puede llevar varias décadas o más de un siglo (Duarte *et al.*, 2020). Estas escalas largas de tiempo también se aplican a la angiosperma marina endémica del Mediterráneo, *Posidonia oceanica*. Es en especies de muy lento crecimiento, baja reproducción o limitada dispersión de propágulos en las que puede ser más necesaria una intervención activa para facilitar la recuperación del ecosistema.

En este capítulo se presentan de forma concisa los fundamentos y principales metodologías para la restauración ecológica de ecosistemas marinos e intermareales de regiones templadas dominados por macrófitos (marismas costeras intermareales, praderas de angiospermas marinas, bosques de macroalgas) y corales, con especial énfasis en especies del litoral español.

2. Restauración de marismas costeras

La creación y restauración de dunas costeras mediante captadores de arena y plantaciones se ha generalizado a lo largo de las costas españolas. Sin embargo, las posibilidades de restauración de marismas mareales aún son poco conocidas y practicadas, a pesar de que ya disponemos de experiencias exitosas como la restauración de marismas en la zona gestionada por la Autoridad Portuaria de Huelva en las marismas del Odiel (Castillo y Figueroa, 2009) ([véase el caso práctico 62 Marismas Huelva](#)). Estas experiencias exitosas en nuestras marismas vienen inspiradas, fundamentalmente, por restauraciones realizadas utilizando *Spartina alterniflora* Loisel. en Estados Unidos (Bertolini y Da Mosto, 2021).

La restauración de marismas mareales, normalmente asociadas a estuarios, se basa, principalmente, en la plantación de alguna especie ingeniera que estructure el ecosistema. En general, la hierba salada (*Spartina maritima*) es la especie ingeniera más adecuada para plantaciones en zonas de marisma baja,

que se extienden desde el nivel medio de pleamar muerta hasta el nivel de pleamar media, y marisma media, desde el nivel de pleamar media hasta el nivel medio de pleamares vivas. Este macrófito acuático es la única especie de *Spartina* autóctona de marismas europeas y es muy tolerante a largos periodos de inundación y salinidades elevadas (Gallego-Tévar *et al.*, 2018). Además, el establecimiento de esta bioherramienta favorece la captación de sedimentos (Curado, Figueroa y Castillo, 2012), la acumulación de carbono (Curado *et al.*, 2013a) y el desarrollo de la sucesión ecológica con la entrada de otras especies de flora y fauna (Curado *et al.*, 2013b, 2014a, 2014b). La plantación de *Spartina maritima* se realiza manualmente, con la ayuda de palines, colocando un plantón de unos 20 tallos aéreos por metro cuadrado de marisma para que en 3-4 años la zona esté colonizada por una pradera continua (Curado *et al.*, 2014a). Estos plantones deben ser extraídos de las zonas más elevadas de poblaciones naturales cercanas de *Spartina maritima* donde, por sucesión, esta especie esté empezando a ser desplazada por otras especies como la sosa de las marismas (*Sarcocornia perennis* [Mill.] A.J. Scott) y la verdolaga marina (*Atriplex portulacoides* [L.] Aellen.). De esta manera, se evita impactar en las zonas en expansión de las poblaciones naturales al tiempo que se trasplantan dos o tres especies al unísono (Castillo y Figueroa, 2009). Las zonas de extracción de *Spartina maritima* pueden ser utilizadas como ecosistemas de referencia para nuestra restauración. La altura topográfica más baja a la que debe plantarse *Spartina maritima* para maximizar su establecimiento es de 1,4 m sobre el Cero Hidrográfico Español, pues a cotas más bajas sufriría demasiado estrés por largos periodos de inundación (Castillo *et al.*, 2000). Además, al plantar hay que respetar la heterogeneidad topográfica de las planicies intermareales, dejando libres las zonas más deprimidas que forman cabeceras de canales de drenaje y los propios canales, por pequeños que sean (**figura I**). De esta manera, maximizaremos la heterogeneidad ambiental y la biodiversidad. Las plantaciones de *Spartina maritima* deben realizarse en primavera-verano, para dar tiempo a los plantones a establecerse con fuerza antes de la llegada de las crecidas de los ríos en otoño e invierno. Además, es importante que los plantones estén bien enterrados; es preferible excederse que no profundizar lo suficiente en la plantación. Así nos aseguramos de que los plantones no son arrastrados por el oleaje, las mareas o las corrientes. *Spartina maritima* produce pocas semillas viables (Infante-Izquierdo *et al.*, 2019) y aún no se ha estudiado la restauración de marismas mediante su siembra o con plantones criados en vivero desde semillas.

En zonas de marisma alta, desde el nivel medio de pleamares vivas al nivel máximo de pleamares equinociales, no adecuadas para *Spartina maritima*, pueden introducirse otras especies. En las marismas altas se plantarán especies arbustivas que estructuren el ecosistema marismeño en vertical, como el salado (*Limoniastrum monopetalum* [L.] Boiss.), la orgaza (*Atriplex halimus* [L.]) y los tarajes (*Tamarix sp.*). Estas especies suelen estar disponibles en viveros. Debemos asegurarnos de que los plantones que introducimos vengan de propágulos recolectados en marismas próximas a nuestra zona de actuación para

asegurar que están bien adaptados a sus condiciones ambientales. Una vez bien asentadas las especies estructuradoras de la marisma, podemos introducir otras especies poco frecuentes y/o abundantes mediante trasplantes desde poblaciones naturales, semillas o plantones cultivados en viveros; especies que no estén llegando de forma natural a la zona restaurada por limitaciones en su dispersión. La extensión de las plantaciones variará mucho entre marismas atlánticas y mediterráneas, ya que el rango mareal es menor en las segundas. Por otro lado, un caso especial de restauración de marismas costeras se da en aquellas zonas transformadas en salinas.

En algunas ocasiones, tendremos que eliminar especies exóticas invasoras antes de plantar especies autóctonas. En estos casos, es siempre mejor intentar una erradicación local que ir hacia una estrategia de control de la invasión que se prolongue en el tiempo, ya que ahorraremos costes. La eliminación de plantas exóticas invasoras en marismas mareales puede llevarse a cabo mecánica y químicamente, mediante herbicidas (Kerr *et al.*, 2016). Debemos estar alerta y prevenir que la zona de actuación sea colonizada, en primer lugar, por especies exóticas invasoras. Esto es especialmente importante en proyectos de creación y restauración pasiva en los que no se introduce activamente vegetación autóctona (Gallego-Fernández y García-Novo, 2007). En este contexto, comunidades vegetales autóctonas bien establecidas, como praderas de *Spartina maritima* y de quenopodiáceas, pueden prevenir la invasión de la zona restaurada (Castillo *et al.*, 2008; Curado *et al.*, 2014a). Ejemplos de flora exótica invasora a eliminar en nuestras marismas son la chilca (*Baccharis halimifolia* [L.]), en marismas altas de la costa Cantábrica, y el espartillo (*Spartina densiflora* Brongn.), en marismas medias del golfo de Cádiz.

En algunos proyectos de restauración deberemos utilizar, además de bioherramientas, elementos no vivos como rompeolas, posaderos y observatorios de aves, paneles de interpretación ambiental y pasarelas elevadas para transitar de forma ordenada por la marisma. Existen multitud de modelos de rompeolas a colocar en las zonas más afectadas por la erosión, donde se forman taludes verticales que avanzan eliminando vegetación (Castillo *et al.*, 2002). Por ejemplo, podemos utilizar desde rompeolas de madera a geotubos que van siendo, gradualmente, cubiertos por sedimentos y vegetación. Estas estructuras de protección frente a la erosión son especialmente importantes en el escenario actual de subida del nivel del mar provocado por el cambio climático. Además, la creación y restauración de marismas puede requerir, en algunas zonas a cotas topográficas demasiado bajas, la adicción de sedimentos antes de las plantaciones. Estos sedimentos pueden proceder, por ejemplo, de dragados (Marcus, 2000).

El seguimiento de una restauración de marismas debe basarse, principalmente, en la evaluación del crecimiento de la o las especies estructuradoras del ecosistema que hemos introducido (restauración activa) o han llegado naturalmente (restauración pasiva) (Zhao *et al.*, 2016). Así podremos cuantificar,

inicialmente, la tasa de establecimiento de plantones y, posteriormente, la cobertura de las especies vegetales, muestreando, por ejemplo, una vez al año (típicamente en otoño, cuando se alcanzan las mayores coberturas y biomásas). Normalmente, si la especie estructuradora se desarrolla adecuadamente, lo harán también los servicios de los ecosistemas asociados a la funcionalidad del ecosistema marismeño.

La metodología de creación y restauración, expuesta de forma sucinta en este apartado, puede aplicarse, con ajustes concretos para cada zona de actuación, a marismas de borde de caño y a lagunas intermareales en las costas atlánticas y mediterráneas de la península ibérica y otras zonas del continente europeo.

3. Restauración de angiospermas marinas

La restauración de praderas de angiospermas marinas en el mundo ha seguido un desarrollo desigual entre las diferentes especies. En el litoral español, las praderas de angiospermas marinas las componen, en orden de abundancia, cinco especies: *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, *Zostera noltei* Hornemann, *Zostera marina* L. y *Halophila decipiens* Ostefeld (Ruiz *et al.*, 2015). La restauración de angiospermas marinas se debe regir por los principios básicos de la restauración ecológica (McDonald *et al.*, 2016). Entre estos principios es importante resaltar dos de ellos: que la causa de la degradación de la pradera que se pretende restaurar se haya eliminado y evitar la sustitución de hábitats. Si se desconoce el motivo de pérdida de la pradera, se pueden observar indicadores indirectos de la adecuación de las condiciones ambientales para la restauración, como son la proliferación vegetativa de plantas adultas o la presencia en la zona de nuevos reclutas de la especie de interés. Las zonas a restaurar deben haber albergado una pradera de la especie que se proyecta trasplantar. En el caso de *Posidonia oceanica* la presencia de mata muerta (*i. e.*, el sustrato remanente tras la degradación de una pradera viva) puede servir de indicador, necesario pero no suficiente, de la adecuación de la zona. Por otro lado, las replantaciones sobre mata muerta de *P. oceanica* arrojan los mejores resultados de supervivencia. Es, por tanto, el sustrato recomendado donde proyectar una replantación de esta especie.

La ecología reproductiva de las especies mencionadas es diversa y condiciona las recomendaciones y técnicas a considerar en una intervención de restauración. La producción de frutos y semillas pasa de varios miles de semillas por metro cuadrado en *Zostera marina* o *Halophila decipiens* (Kuo y Hartog, 2007), cientos de semillas por metro cuadrado en *Cymodocea nodosa* (Terrados, 1993), a pocas unidades en *Posidonia oceanica* (Balestri y Cinelli, 2003). Las semillas de *C. nodosa* y *H. decipiens* se forman en la base de los haces foliares, enterradas en el sustrato. Además, tienen flotabilidad negativa (Orth *et al.*, 2007), lo que puede complicar mucho la colecta no destructiva de este

tipo de material para la replantación. En estos casos se puede optar por la traslocación de pequeños cilindros o núcleos (20-30 cm de diámetro), que contengan planta adulta, semillas y sedimento, desde la pradera donante a la receptora (Da Ros *et al.*, 2021). Este método se usa también con *Z. noltei* (Valle *et al.*, 2015) y *Z. marina* (Sfriso *et al.*, 2019). Se trata, en todo caso, de una técnica muy destructiva para la población donante. Las semillas de *Z. marina* se forman en el extremo de haces foliares; es posible recolectar estos haces reproductores y mantenerlos en tanques hasta que liberen las semillas, más densas que el agua de mar. En el caso de *P. oceanica*, los frutos tienen flotabilidad positiva y dispersan una única semilla, más densa que el agua marina. La producción de frutos de *P. oceanica* es escasa, pero la berma de las playas es un área de acumulación natural de los frutos en dispersión. La colecta de frutos y semillas de *P. oceanica* en el arribazón no interfiere con la dinámica de la población natural y provee de un material adecuado para el plantado. Es posible plantar tanto semillas como plántulas germinadas con pocas semanas de edad (Boudouresque *et al.*, 2021; y Terrados, Marín y Celdrán, 2013). Ambos materiales facilitan la manipulación y el plantado, no necesitan un sistema de anclaje artificial y se pueden plantar manualmente sobre mata muerta con tasas de supervivencia en torno al 50 % tras 3 años. Además, cuentan con las reservas de la semilla para superar el proceso de adaptación al medio tras el plantado (Balestri *et al.*, 2009). El inconveniente principal del uso de las semillas/plántulas para el plantado de *P. oceanica* es la imposibilidad de predecir la cantidad de material disponible que puede oscilar desde cero a unos pocos miles en los años en los que se ha producido floración masiva. Esta variabilidad en la fructificación de *P. oceanica* dificulta la planificación de los proyectos de restauración.

Los fragmentos de rizoma de planta adulta son una alternativa a las semillas/plántulas. La legislación nacional prohíbe dañar las praderas *Posidonia oceanica* o coleccionar ejemplares. Esta especie tiene un crecimiento extremadamente lento, y pequeños impactos sobre la pradera pueden tardar décadas en recuperarse. Por tanto, los fragmentos de rizoma para la restauración deben proceder de acumulaciones naturales de fragmentos a la deriva formados por los temporales. La disponibilidad de este material es más estable que la de las semillas/plántulas, pero requiere de técnicas de plantado más elaboradas. Hasta ahora, se han evaluado tres grandes grupos de técnicas con diferentes tasas de éxito (figura II). El plantado mediante la traslocación de bloques de pradera (plantas vivas junto con el sustrato y la mezcla de rizomas, mata) en sus distintas variantes, permite el trasplante de un gran número de haces y de parte de la comunidad asociada. Se trata de un grupo de técnicas muy agresivas con un gran impacto en las praderas donantes y con resultados de supervivencia bajos (Boudouresque *et al.*, 2021; Sánchez-Lizaso, Fernández-Torquemada y González-Correa, 2006).

El segundo tipo de técnicas de restauración de *P. oceanica* parte de la agrupación de varios fragmentos en algún tipo de estructura fijada al fondo

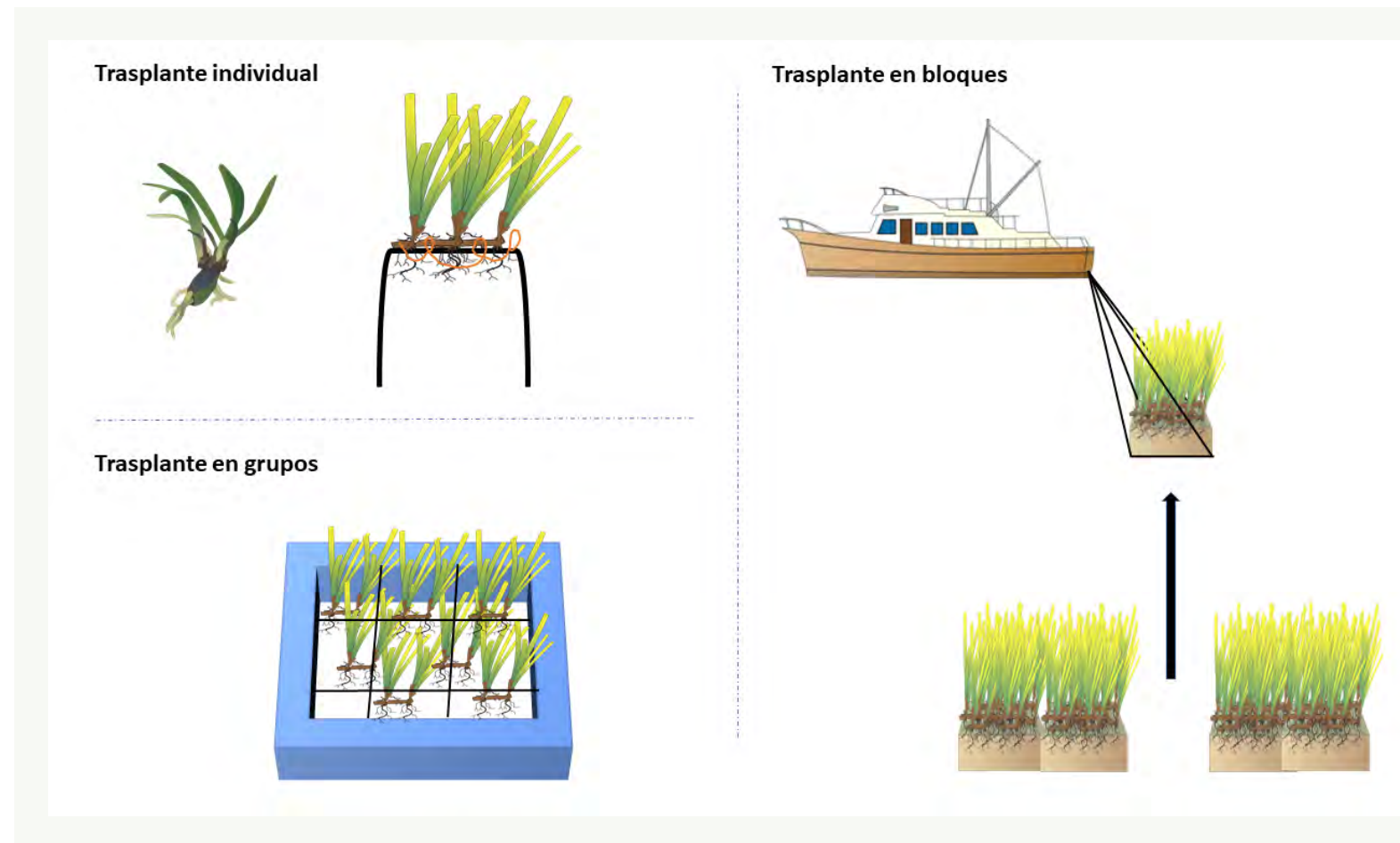


Figura II. Esquema de los tipos de técnicas de replantación empleadas para la restauración de praderas de *Posidonia oceanica*. La imagen muestra ejemplos ilustrativos del fundamento de las diferentes técnicas; en cada caso concreto cada técnica se puede aplicar con diferentes materiales, dimensiones, tipos de anclaje, etc. Autores: Jorge Terrados e Inés Castejón.

mediante anclaje o peso. Se han empleado marcos de cemento (50 cm x 50 m) con rejilla metálica interior en la que se anclan los fragmentos (Augier *et al.*, 1996). Pueden dar buenos resultados de supervivencia, pero con independencia del destino de los trasplantes, la estructura artificial perdurará en el medio durante siglos. El uso de láminas de rejilla de material de fibras naturales, plástico —biodegradable o no— con anclajes en los bordes (Piazzi *et al.*, 2021), produce resultados dispares en la supervivencia, ya que el fallo del anclaje implica la pérdida del total de fragmentos enganchados en la malla (efecto vela).

El tercer tipo de técnica empleado usa un sistema de anclaje individual para cada fragmento. Los anclajes pueden tener formas diversas: U o V invertida, gancho, hechas en madera o metal (Castejón-Silvo y Terrados, 2021; Mancini *et al.*, 2021). Este método requiere el plantado individual de cada fragmento, pero muestra los mejores resultados de supervivencia en el medio plazo (4 años) (véase la ficha caso práctico 4 sobre el «Bosque Marino de Red Eléctrica»).

A pesar de que el tiempo de seguimiento de la mayoría de las experiencias de replantación de *Posidonia oceanica* se sitúa entre 1 y 3 años, hay consenso en cuanto a la necesidad de periodos de seguimiento de al menos 5 años para obtener resultados fiables (Boudouresque *et al.*, 2021; Pirrotta *et al.*, 2015; Calvo *et al.*, 2021). Las variables esenciales para evaluar el éxito de la replantación son la supervivencia de las unidades plantadas y el tamaño alcanzado por ellas (cuantificado por el número de haces foliares) y/o el número de haces foliares por unidad de superficie en la zona donde se ha intervenido.

Las iniciativas de restauración se ejecutan en localidades concretas, pero deberían tender a integrarse en planes de gestión de mayor escala temporal y espacial, que coordinen la restauración activa con la regulación de usos/impactos y las medidas de conservación. El desarrollo de estos planes es incipiente, pero ya se empiezan a elaborar a nivel regional y suprarregional, en paralelo a la tramitación del borrador del Reglamento de la Unión Europea que establece los objetivos de restauración de la naturaleza en el marco de la estrategia de la Unión Europea sobre biodiversidad. Se debe incluir en la planificación el cartografiado

de los diferentes escenarios de cambio climático en las áreas potenciales de restauración, concentrándola en las zonas que no superen los umbrales ambientales para la especie (*i. e.*, refugios), sin descartar la aparición de nuevas áreas idóneas para la distribución de la especie de interés bajo las nuevas condiciones climáticas (Queirós *et al.*, 2021), así como seleccionar poblaciones donantes resistentes al estrés térmico (Bennett *et al.*, 2022).

4. Restauración de bosques de macroalgas

Como ya se ha mencionado, debido a múltiples perturbaciones antrópicas los bosques de grandes macroalgas (generalmente formados por especies de algas pardas de los órdenes fucales, laminariales y tilopteridales) están desapareciendo o siendo degradados en muchas costas del planeta, y concretamente en el litoral español (Díez *et al.*, 2012; Valdazo *et al.*, 2017; Casado-Amezúa *et al.*, 2019). Frecuentemente, estos bosques de macroalgas son sustituidos por comunidades más simples y menos productivas, dominadas por especies de algas oportunistas y de menor tamaño (cespitosas y/o incrustantes), que a su vez pueden inhibir el reclutamiento de estas especies generadoras de hábitat (véase la revisión de Strain *et al.*, 2014). Este hecho, añadido en muchos casos a la ausencia de poblaciones cercanas y a la baja capacidad de dispersión de muchas macroalgas pardas, dificulta la recuperación natural de estos bosques, incluso después de la mitigación de la perturbación causante del declive de estos. Bajo estas circunstancias, la restauración activa es una alternativa factible para la recuperación de dichas comunidades (Campbell *et al.*, 2014; Verdura *et al.*, 2018; Cebrián *et al.*, 2021).

El primer proyecto de restauración de bosques de macroalgas conocido data ya de 1717 en Japón (véase la revisión de Eger *et al.*, 2022). Durante el siglo pasado, también se han realizado algunas actuaciones de restauración, por ejemplo, las de laminariales en costas de California en los años sesenta y setenta del siglo pasado (Wilson, Haaker y Hanan, 1977) o las de poblaciones de fucáceas intermareales extintas por la contaminación generada por derrames de petróleo (Stekoll y Deshyer, 1996). Sin embargo, no ha sido hasta esta última década cuando el número de proyectos de restauración de estos macrófitos ha aumentado sustancialmente (Basconi, Cadier y Guerrero-Limón, 2020; Layton *et al.*, 2020; Eger *et al.*, 2022).

La restauración de bosques de macroalgas implica, frecuentemente, acciones bajo el agua con el uso de buceadores que son, por tanto, costosas. En los casos de laminariales y tilopteridales (géneros *Laminaria*, *Saccharina* y *Saccorhiza*), se requiere trabajar con especies que presentan distintos tipos de individuos (gametofitos haploides microscópicos y estados esporófitos diploides macroscópicos). Es necesario, por ello, conocer el ciclo de vida de las especies y su fenología: por ejemplo, se debe determinar cuál es la época fértil realizando seguimientos en el campo. Como ya se ha indicado anteriormente,

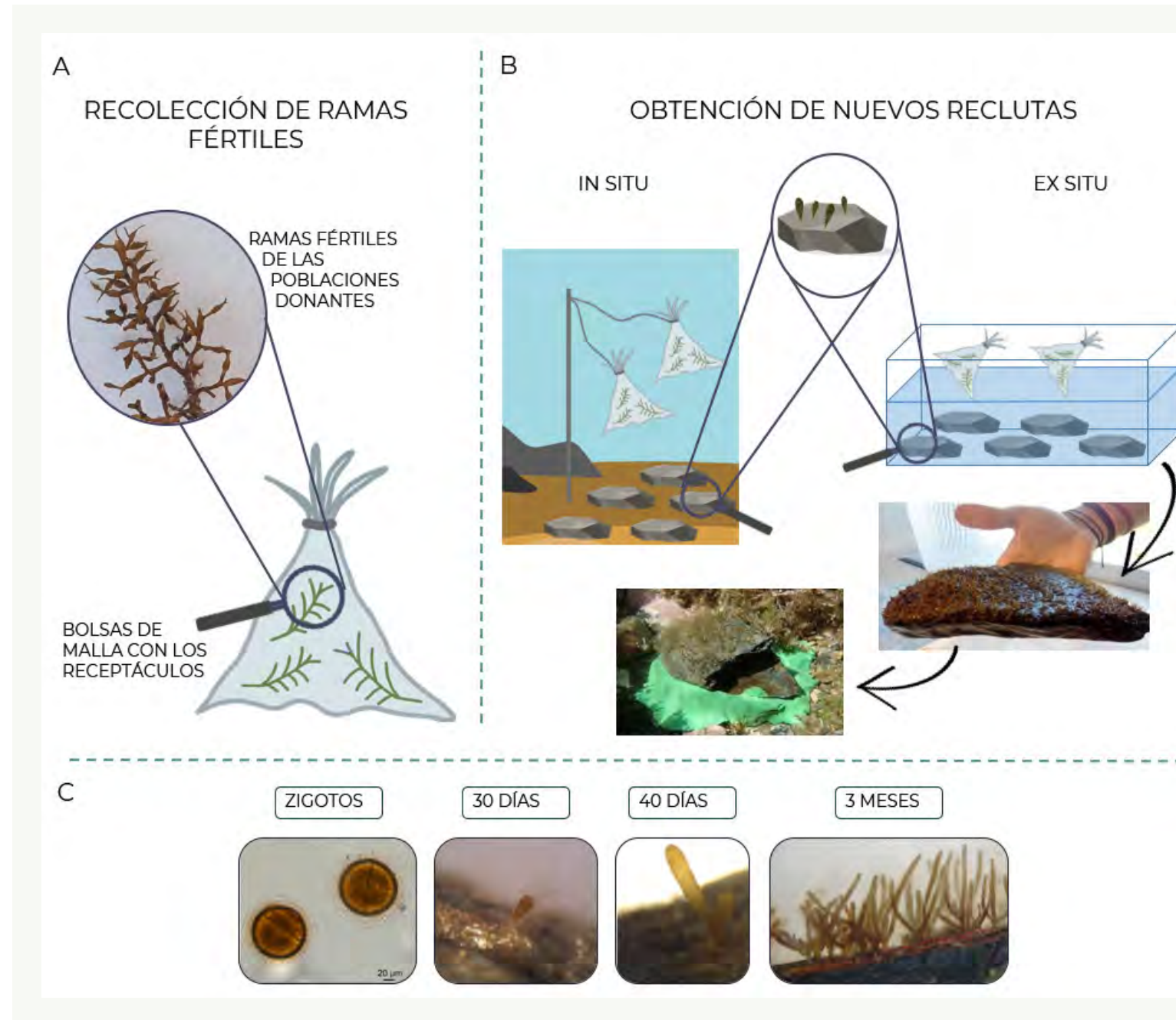


Figura III. Diagrama del protocolo de las técnicas de restauración empleadas para especies de *Cystoseira* sensu lato. Recolección de ramas fértiles en las poblaciones donantes y preparación de las bolsas de dispersión (A). Obtención de nuevos reclutas (B): colocación de las ramas fértiles sobre los sustratos a colonizar mediante la técnica *in situ*, directamente en la zona a restaurar; con técnica *ex situ*, obtención de reclutas en los tanques de cultivo y posterior trasplante de los sustratos colonizados a la zona a restaurar. Desarrollo de los reclutas (modificado de Verdura *et al.*, 2018, [C]: zigotos (1 día), reclutas ya adheridos a los sustratos (1 mes, 200-400 μ m, primera ramificación del recluta (40 días, 400-600 μ m), reclutas totalmente desarrollados (3 meses, 5-15 mm). Autoras: Jana Verdura y Emma Cebrián.

para otras comunidades marinas, la selección de los sitios con condiciones ambientales idóneas es un paso clave en la planificación de la restauración y, en concreto, debe considerarse como prerrequisito la presencia histórica de la especie o especies a restaurar en las zonas potencialmente receptoras (Cebrián *et al.*, 2021).

Las metodologías usadas en proyectos de restauración de bosques de macroalgas son diversas, incluyendo trasplantes de individuos juveniles o adultos, métodos de siembra o mejora del reclutamiento, así como acciones complementarias de exclusión de herbívoros y eliminación de especies competidoras (Eger *et al.*, 2022).

El trasplante de individuos incrementa la densidad en poblaciones mermadas y sirve de fuente de propágulos, constituyendo un primer paso para el establecimiento de nuevas poblaciones. Para el trasplante se utilizan individuos fijados a fragmentos de roca o a estructuras artificiales, como mallas o cuerdas, que se anclan al sustrato. Esta metodología se ha usado con éxito, por ejemplo, en la restauración de poblaciones de la fucácea *Phyllospora comosa* (Labillardière) C. Agardh, tras su completa desaparición ligada a la contaminación urbana en la bahía de Sídney (Campbell *et al.*, 2014), o en la restauración de laminariales a pequeña escala (Carney *et al.*, 2005). No obstante, en el caso de especies submareales y, sobre todo, para grandes extensiones, el uso de individuos trasplantados puede ser muy costoso y, por tanto, poco abordable. Además, esta metodología no es viable cuando las poblaciones donantes son pequeñas y se encuentran amenazadas, como es el caso de diversas especies de *Cystoseira* en el Mediterráneo (Verdura *et al.*, 2018; Cebrián *et al.* 2021).

Muchos de los esfuerzos más recientes de restauración de macroalgas se basan en métodos poco invasivos que tienen como objetivo facilitar el reclutamiento (Westermeier *et al.*, 2014; Verdura *et al.*, 2018; De La Fuente *et al.*, 2019; Tamburello *et al.*, 2019; Fredriksen *et al.*, 2020; Morris *et al.*, 2020). En el caso concreto del litoral Mediterráneo español, los esfuerzos de restauración de macroalgas son relativamente recientes y se han centrado básicamente en especies del género *Cystoseira sensu lato* (incluyendo *Cystoseira*, *Gongolaria* y *Ericaria*). Para ello, se han desarrollado diferentes técnicas de obtención de reclutas (**figura III**): i) *in situ*, en la que se recolecta material fértil de poblaciones donantes que se embolsa, para después fijar dichas bolsas en la zona a restaurar (por lo que se obtienen nuevos reclutas directamente en el área a restaurar); y ii) *ex situ*, mediante la cual se cultivan los reclutas en el laboratorio y son posteriormente transportados al área a restaurar (Verdura *et al.*, 2018). En seguimientos realizados durante varios años, parámetros demográficos como la estructura de tallas de la población en zonas restauradas se aproximaba a la de las poblaciones donantes de referencia. Estas técnicas han demostrado, además, ser abordables en lo referente a costes (Verdura *et al.*, 2018; Cebrián *et al.*, 2021).

En bosques de laminariales, se han desarrollado varios proyectos de restauración a nivel mundial (Hernández-Carmona *et al.*, 2000; Carney *et al.*, 2005; Westermeier *et al.*, 2014, 2016; y Morris *et al.*, 2020, para más ejemplos), aunque en España aún no tenemos ejemplos. Los bosques de laminariales pueden ser restaurados a través de diferentes técnicas, algunas ya citadas, como son los trasplantes de adultos y juveniles obtenidos del medio o mediante técnicas de cultivo. Probablemente, el cultivo para la obtención de las laminariales (en la fase esporofítica) se presenta como la técnica más respetuosa con las poblaciones naturales. En el caso del denominado método de *Green Gravel* (grava verde), se siembran en el laboratorio pequeñas rocas con material fértil de esporofitos hasta el desarrollo de otros nuevos juveniles que son posteriormente liberados desde barcos en la zona a restaurar (Fredriksen *et al.*, 2020). Este método reduce costes al no requerir de buceadores, y los ensayos realizados hasta el momento presentan buenos resultados de supervivencia (véase greengravel.org). Como hemos descrito para las técnicas de cultivo de *Cystoseira spp.*, también se pueden utilizar sacos con tejido fértil que se sitúan en la zona a restaurar, evitando todo el proceso de cultivo (Westermeier *et al.*, 2014).

Las acciones de restauración de bosques de macroalgas pueden requerir de acciones complementarias como la gestión de los erizos de mar o peces para evitar el sobrepastoreo, o el suministro de sustrato libre (eliminando la cobertura de especies competidoras cespitosas en el sustrato natural, o utilizando sustratos artificiales) para facilitar el reclutamiento de nuevos individuos (Medrano *et al.*, 2020; Cebrián *et al.*, 2021; Eger *et al.*, 2022).

En planes futuros de restauración de bosques de macroalgas será necesario, además, considerar tanto el escenario actual como los futuros de cambio climático. En particular, las costas del noroeste de la península ibérica constituyen el límite sur de la distribución geográfica de muchas especies de macroalgas ingenieras, para las que el cambio climático puede acelerar el declive y dificultar su restauración. De hecho, muchas de estas poblaciones están ya extintas o en declive por efecto del cambio climático reciente (p. ej., Duarte *et al.*, 2013b; Casado-Amezúa *et al.*, 2019). Además, en el Mediterráneo se suceden las olas de calor que dan lugar a episodios de mortalidad en estas especies generadoras de hábitat. En este escenario, se hace necesaria la protección y restauración en áreas que constituyan refugios climáticos, como pueden ser zonas de afloramientos costeros (Lourenço *et al.*, 2016; Verdura *et al.*, 2021), así como la selección y uso de genotipos resistentes al estrés ambiental (Coleman *et al.*, 2020).

5. Restauración de corales

Los arrecifes de corales tropicales son uno de los principales ecosistemas marinos donde se han llevado a cabo los mayores esfuerzos en restauración marina, iniciados ya en la década de los ochenta (Boström-Einarsson *et al.*, 2020). En estos sistemas, las técnicas más extendidas se han centrado en el cultivo de frag-

mentos de corales tanto *ex situ* (viveros) como *in situ* y su posterior trasplante en arrecifes degradados (Edwards *et al.*, 2010; Pizarro, Carrillo y García-Rueda, 2014). En corales templados, las acciones de restauración se iniciaron mucho más tarde, con pocas iniciativas hasta el momento que hayan podido cuantificar el éxito de las mismas.

En el Mediterráneo, las acciones de restauración se han centrado, principalmente, en la reimplantación de trasplantes de fragmentos de octocorales en profundidades someras en especies como *Paramuricea clavata* (Risso), *Eunicella singularis* (Esper) y *Eunicella cavolini* (Koch) (Linares, Coma y Zabala, 2008; Fava *et al.*, 2010; y Cerrano *et al.*, 2018). Esta técnica de trasplantes también ha sido probada con el coral rojo *Corallium rubrum* (L.) en las islas Medas, concretamente con colonias procedentes de la pesca furtiva, que se han podido reintroducir exitosamente con una elevada supervivencia y capacidad de reproducción a corto plazo (Montero-Serra *et al.*, 2019). El seguimiento de la restauración de la población de coral rojo a partir de muestras incautadas de la pesca ilegal confirma, después de 10 años, el éxito a largo plazo de esta acción de restauración. Se ha podido observar que la población restaurada ha ido madurando, llegando a mantener su densidad, pero aumentando considerablemente el tamaño de las colonias y, por tanto, de la biomasa. De hecho, se trata de una población más madura que la que se puede observar en otras estaciones del parque natural de las islas Medas, y los análisis de la comunidad asociada a estos trasplantes demuestran que se ha recuperado en gran parte la estructura y funcionalidad del sistema (Zentner *et al.*, 2021). Este seguimiento demuestra que la reimplantación de trasplantes de corales de cierta talla facilita y acelera la recuperación de todo el ecosistema, pues evita las fases críticas del asentamiento de las larvas y la supervivencia de los corales durante sus primeras etapas de vida. A pesar de esto, en los últimos años también se están probando otras técnicas, basadas en el cultivo de larvas en viveros, como en el caso del coral naranja *Astroides calycularis* (Pallas), donde ya se probó con éxito el uso de trasplantes (Terrón-Singler *et al.*, 2011). El éxito de técnicas utilizando fases iniciales de desarrollo dependerá de la tasa de crecimiento y la supervivencia de estas primeras fases, que *a priori* es baja en la mayoría de corales.

A diferencia de los ecosistemas marinos de aguas someras, la restauración ecológica en ambientes intermedios (50-200 m) y profundos (> 200 m) ha recibido mucha menos atención. Hasta la fecha, sólo se han llevado a cabo unas pocas acciones de restauración a escala local a estas profundidades en todo el mundo, debido principalmente a limitaciones técnicas y económicas que cuestionan su aplicación (Da Ros *et al.*, 2019; Montseny *et al.*, 2021a). De todos modos, durante los últimos años, se han desarrollado estudios en nuestro litoral que han confirmado la viabilidad de la restauración de poblaciones de corales profundos, en este caso de la gorgonia amarilla *Eunicella cavolini* en el cap de Creus a profundidades de entre 60 y 100 m. Un primer estudio validó la supervivencia de las gorgonias obtenidas de la captura incidental por parte de pescadores artesanales locales, primero en acuarios experimentales y después en estructuras artificiales

situadas en la plataforma continental, obteniendo una elevada supervivencia de los trasplantes de gorgonias (Montseny *et al.*, 2019a). A continuación, y avanzando un paso más, se validó a nivel técnico un nuevo método de restauración a gran escala y rentable para restaurar estas comunidades de profundidad. Los resultados exitosos evidenciaron la viabilidad de recuperar estas especies de corales a partir de las capturas accidentales y devolverlos a su hábitat natural con este método novedoso llamado «método de bádminton» (figura IV, Montseny *et al.*, 2019b). Finalmente, la colaboración con pescadores artesanales demostró ser una pieza clave en la aplicación de estas acciones de restauración a gran escala (Montseny *et al.*, 2021b). La falta de conocimiento de algunos procesos ecológicos clave que tienen lugar en estas comunidades profundas dominadas por corales, así como las limitaciones técnicas de trabajar en profundidad, dificultan la evaluación completa de los esfuerzos de restauración realizados hasta el momento, que se deberá realizar a largo plazo.

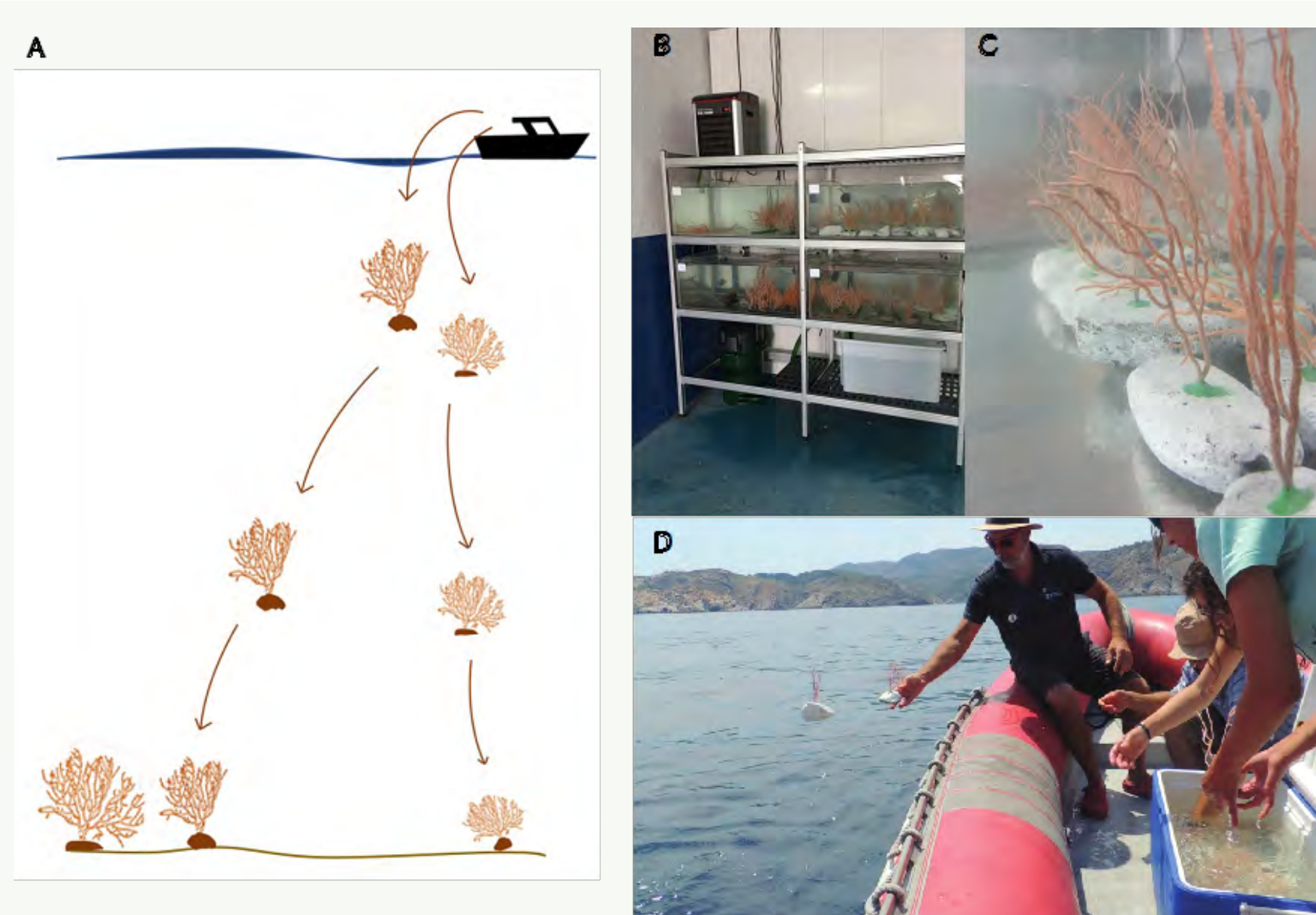
A partir del conocimiento adquirido hasta el momento, se puede afirmar que la técnica más adecuada en estas especies es el trasplante de colonias o fragmentos de corales provenientes de algún tipo de impacto, mayoritariamente relacionado con la pesca (pesca ilegal, capturas accidentales o pesca fantasma), o incluso del buceo en sitios muy frecuentados (Linares, Coma y Zabala, 2008; Montseny *et al.* 2021a). Estas acciones, de momento, han tenido éxito a una escala espacial muy local. Debería abordarse la ampliación de las actuaciones a escalas espaciales más amplias, en colaboración con los sectores interesados e incluso contando con la ciencia ciudadana. Obviamente, estas acciones deben realizarse siempre y cuando los impactos que han causado la pérdida de las poblaciones de corales hayan desaparecido. El cambio climático es una amenaza muy importante para estas especies, por lo que se deberán buscar, en la medida de lo posible, localidades que actúen como refugios climáticos y colonias y especies que muestren una mayor resistencia al cambio climático (Ledoux *et al.*, 2020).

Las variables para evaluar el éxito de estas acciones deberían incluir tanto la supervivencia y el crecimiento de los trasplantes, como su viabilidad a largo plazo (en términos de reproducción de las colonias trasplantadas) y la recuperación de la estructura y funcionalidad de la comunidad asociada que permitiría evaluar la recuperación de su rol ecológico como especies ingenieras o formadoras de hábitat. Debido a la lenta dinámica poblacional de la mayoría de los corales de zonas templadas, el seguimiento de estas acciones se debería realizar durante una escala temporal significativa, al menos de una década (Montero-Serra *et al.*, 2018).

Casos prácticos recomendados

[4 BOSQUE MARINO](#)

[62 MARISMAS HUELVA](#)



➤ **Figura IV.** A) Esquema del método bádminton. B) Acuarios con trasplantes de *Eunicella cavolini* en la cofradía de Port de la Selva. C) Detalle de los trasplantes de *E. cavolini*. D) Pescadores y científicos devolviendo al mar las colonias de gorgonias, con el método bádminton. **Créditos:** proyecto RESCAP (programa PLEAMAR de la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Transición Ecológica); proyecto MERCES (European Union's Horizon 2020 research and innovation programme). **Autora:** Maria Montseny.

Bibliografía

- Adam, P. (2002) Saltmarshes in a time of change, *Environmental Conservation*, 29, pp. 39-61.
- Augier, H. *et al.* (1996) *Posidonia oceanica* re-implantation technology of the marine gardeners is now operational on a large scale, *Ocean and Coastal Management*, 30, pp. 297-307. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/0964-5691\(95\)00064-X](https://doi.org/10.1016/0964-5691(95)00064-X)
- Badalamenti, F., Alagna, A. y Fici, S. (2015) Evidences of adaptive traits to rocky substrates undermine paradigm of habitat preference of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*, *Scientific Report*, 5, 8804. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep08804>
- Balestri, E. y Cinelli, F. (2003) Sexual reproductive success in *Posidonia oceanica*, *Aquatic Botany*, 75(1), pp. 21-32. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00151-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00151-1)
- Balestri, E. *et al.* (2009) Seed nutrient content and nutritional status of *Posidonia oceanica* seedlings in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 388, pp. 99-109. Disponible en: <https://doi.org/10.3354/meps08104>
- Ballesteros, E. (2006) Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge, *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44, pp. 123-195.
- Basconi, L., Cadier, C. y Guerrero-Limón, G. (2020) Challenges in marine restoration ecology: How techniques, assessment metrics, and ecosystem valuation can lead to improved restoration success. En: Jungblut, V., Liebich, M. y Bode-Dalby, S. Eds. Cham: Springer. pp. 83-99.
- Benedetti-Cecchi, L. *et al.* (2001) Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: Large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores, *Marine Ecology Progress Series*, 214, pp. 137-150.
- Bennett, S. *et al.* (2022) Resilience of seagrass populations to thermal stress does not reflect regional differences in ocean climate, *New Phytol*, 233, pp. 1657-1666.
- Bertness, M. (2000) *Marine community Ecology*. U.S.: Sinauer Associates Inc.
- Bertolini, C. y Da Mosto, J. (2021) Restoring for the climate: a review of coastal wetland restoration research in the last 30 years, *Restoration Ecology*, 29, e13438. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/rec.13438>
- Boström-Einarsson, L. *et al.* (2020) Coral restoration – A systematic review of current methods, successes, failures and future directions, *PLoS One*, 15:e0226631.
- Boudouresque, C.F. *et al.* (2021) Restoration of seagrass meadows in the Mediterranean sea: A critical review of effectiveness and ethical issues, *Water*, 13, pp. 1-34. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w13081034>
- Calvo, S. *et al.* (2021). Performance Assessment of *Posidonia oceanica* (L.) Delile Restoration Experiment on Dead matte Twelve Years after Planting—Structural and Functional Meadow Features, *Water*, 13, 724. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w13050724>
- Campbell, A.H. *et al.* (2014) Towards restoration of missing underwater forests, *Plos One*, 9, e84106.
- Carney, L.T. *et al.* (2005) Restoration of the bull kelp *Nereocystis luetkeana* in nearshore rocky habitats, *Marine Ecology Progress Series*, 302, pp. 49-61.
- Casado-Amezúa, P. *et al.* (2019) Distributional shifts of canopy-forming seaweeds from the Atlantic coast of Southern Europe, *Biodiversity and Conservation*, 28, pp. 1151-1172.
- Casas-Güell, E. *et al.* (2016) Structure and biodiversity of coralligenous assemblages dominated by the precious red coral *Corallium rubrum* over broad spatial scales, *Scientific Reports*, 6, pp. 1-11. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep36535>
- Castejón-Silvo, I. y Terrados, J. (2021) Poor success of seagrass *Posidonia oceanica* transplanting in a meadow disturbed by power line burial, *Marine Environmental Research*, 170, 105406. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105406>
- Castillo, J.M. *et al.* (2000) Lower limits of *Spartina densiflora* and *S. maritima* in a Mediterranean salt marsh determined by different ecophysiological tolerances, *Journal of Ecology*, 88, pp. 801-812. Disponible en: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00492.x>
- Castillo, J.M. *et al.* (2002) Wetland loss by erosion in Odiel Marshes (SW Spain), *Journal of Coastal Research*, 36, 134-138. Disponible en: <https://doi.org/10.2112/1551-5036-36.sp1.134>
- Castillo, J.M. *et al.* (2008) Plant zonation at salt marshes of the endangered cordgrass *Spartina maritima* invaded by *Spartina densiflora*, *Hydrobiologia* 614, pp. 363-371. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9520-z>
- Castillo, J.M. y Figueroa, E. (2009) Restoring salt marshes using small cordgrass, *Spartina maritima*, *Restoration Ecology*, 17, pp. 324-326.
- Cebrián, E. *et al.* (2012) Exploring the effects of invasive algae on the persistence of Mediterranean gorgonian populations enduring climate-induced mortalities, *Biological Invasions*, 14, pp. 2467-2656.
- Cebrián, E. *et al.* (2021) A roadmap for the restoration of Mediterranean macroalgal forests, *Frontiers in Marine Science*, 8, 70921.
- Cerrano, C. *et al.* (2018) Restoring biodiversity in the Mediterranean coralligenous- the MERCES project, *PeerJ Preprints*, 6:e26813v1.
- Coleman, M.A. *et al.* (2020) Restore or redefine: future trajectories for restoration, *Frontiers in Marine Science*, 7, 237.
- Curado, G., Figueroa, E. y Castillo, J.M. (2012). Vertical sediment dynamics in *Spartina maritima* restored, non-restored and preserved marshes. *Ecological Engineering* 47, 30-35.
- Curado, G. *et al.* (2013a) Native plant restoration combats environmental change: development of carbon and nitrogen sequestration capacity using small cordgrass in European salt marshes, *Environmental monitoring and assessment*, 185, pp. 8439-8449.
- Curado, G. *et al.* (2013b) Avian communities in *Spartina maritima* restored and non-restored salt marshes, *Bird Study*, 60, pp. 185-194.
- Curado, G. *et al.* (2014a) Plant zonation in restored, nonrestored, and preserved *Spartina maritima* salt marshes, *Journal of Coastal Research*, 30, pp. 629-634.
- Curado, G. *et al.* (2014b) Do *Spartina maritima* plantations enhance the macroinvertebrate community in European salt marshes?, *Estuaries and Coasts*, 37, pp. 589-601.
- Da Ros, Z. *et al.* (2019) The deep sea: The new frontier for ecological restoration, *Marine Policy*, 108:103642.
- Da Ros, Z. *et al.* (2021) Restoration of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows: efficiency and ecological implications, *Restoration Ecology*, 29(S2), e13313. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/REC.13313>
- Dayton, P.K. (1985) Ecology of kelp communities, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16, pp. 215-245.
- De La Fuente, G. *et al.* (2019) First *ex situ* outplanting of the habitat-forming seaweed *Cystoseira amentacea* var. *stricta* from a restoration perspective, *PeerJ*.
- Díez, I. *et al.* (2012) Seaweed assemblage changes in the eastern Cantabrian Sea and their potential relationship to climate change, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 99, pp. 108-120. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.12.027>

- Duarte, C.M. *et al.* (2013a) The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation, *Nature climate change*, 3, pp. 961-968. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>
- Duarte, L. *et al.* (2013b) Recent and historical range shifts of two canopy-forming seaweeds in North Spain and the link with trends in sea surface temperature, *Acta Oecologica*, 51, pp. 1-10. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.05.002>
- Duarte, C. *et al.* (2020) Rebuilding marine life, *Nature*, 580, pp. 39-51. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2146-7>
- Edwards, A.J. (Ed.) (2010) *Reef Rehabilitation Manual*. St Lucia, Australia: Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program: ii + 166 pp.
- Eger, A. *et al.* (2021) Global Kelp Forest Restoration: past lessons, status, and future goals, *EcoEvoRxiv*.
- Eriksson, B.K., Rubach, A. y Hillebrand, H. (2006) Community dominance by a canopy species controls the relationship between macroalgal production and species richness, *Limnology and Oceanography*, 51, pp. 1813-1818. Disponible en: <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.4.1813>
- Fava, F. *et al.* (2010) Survival, growth and regeneration in explants of four temperate gorgonian species in the Mediterranean Sea, *Italian Journal of Zoology*, 77, pp. 44-52.
- Fredriksen, S. *et al.* (2020) Green gravel: a novel restoration tool to combat kelp forest decline, *Scientific Reports*, 10, pp. 1-7.
- Freiwald, A. (2003) Reef-forming cold-water corals. En: Wefer, G. *et al.* Eds. *Ocean Margin Systems*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, pp. 365-385. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-05127-6>
- Gallego-Fernández, J.B. y García-Novo, F. (2007) High-intensity versus low-intensity restoration alternatives of a tidal marsh in Guadalquivir estuary, SW Spain, *Ecological Engineering*, 30, pp. 112-121.
- Gallego-Tévar, B. *et al.* (2018) Realized niche and spatial pattern of native and exotic halophyte hybrids, *Oecologia*, 188, pp. 849-862.
- García-Fernández, A. y Bárbara, I. (2016) Studies of *Cystoseira* assemblages in Northern Atlantic Iberia, *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 73, pp. 1-21.
- Garrabou J. *et al.* (2019) Collaborative Database to Track Mass Mortality Events in the Mediterranean Sea, *Frontiers in Marine Science*, 6, 707.
- Gedan, K.B., Silliman B.R. y Bertness, M.D. (2009) Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems, *Annual Review of Marine Science*, 1, pp. 117-41. Disponible en: <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930>
- Gómez-Gras, D. *et al.* (2021) Climate change transforms the functional identity of Mediterranean coralligenous assemblages, *Ecology Letters*, 24, pp. 1038-1051
- Harley, C.D. *et al.* (2006) The impacts of climate change in coastal marine systems, *Ecology letters*, 9, pp. 228-241. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x>
- Hernández-Carmona, G. *et al.* (2000) Restoration techniques for *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyceae) populations at the southern limit of their distribution in Mexico, *Botanica Marina*, 43, pp. 273-284.
- Infante-Izquierdo, M.D. *et al.* (2020) Fruit Set, Seed viability and germination of the European native *Spartina maritima* in Southwest Iberian Peninsula, *Wetlands*, 40, pp. 421-432. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01188-1>
- Jones, C.G., Lawton, J.H. y Shachak, M. (1994) Organisms as ecosystems engineers, *Oikos*, 69, pp. 373-386.
- Kerr, D.W. *et al.* (2016) A review of 15 years of *Spartina* management in the San Francisco Estuary, *Biological Invasions*, 18, pp. 2247-2266. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1178-2>
- Krause-Jensen D. y Duarte C.M. (2016) Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience* 9, 737. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/ngeo2790>
- Kuo, J. y Hartog, C. den. (2007) Seagrass Morphology, Anatomy, and Ultrastructure, *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, pp. 51-87. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_3
- Layton, C. *et al.* (2020) Kelp forest restoration in Australia, *Frontiers in Marine Science*, 7, 74.
- Ledoux, J.B. *et al.* (2020) The Genome Sequence of the Octocoral *Paramuricea clavata*-A Key Resource To Study the Impact of Climate Change in the Mediterranean, *G3: Genes, Genomes, Genetics*, 10, pp. 2941-2952.
- Linares, C., Coma, R., y Zabala, M. (2008) Restoration of threatened redgorgonian populations: An experimental and modelling approach, *Biological Conservation*, 141, pp. 427-437.
- Linares, C., Cebrián, E. y Coma, R. (2012) Effects of turf algae on gorgonian recruitment and juvenile survival of gorgonians, *Marine Ecology Progress Series*, 452, pp. 81-88.
- Linares, C. *et al.* (2015) Persistent natural acidification drives major distribution shifts in marine benthic ecosystems, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282, 20150587. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.0587>
- Lourenço, C.L. *et al.* (2016) Upwelling areas as climatic change refugia for the distribution and genetic diversity of a marine macroalga, *Journal of Biogeography*, 43, pp. 1595-1607.
- Mancini, G. *et al.* (2021) An experimental investigation aimed at validating a seagrass restoration protocol based on transplantation, *Biological Conservation*, 264, 109397. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109397>
- Mann, K.H. (2000) *Ecology of coastal waters with implications for management*. Massachusetts: Blackwell Science.
- Marcus, L. (2000) Restoring tidal wetlands at Sonoma Baylands, San Francisco Bay, California, *Ecological Engineering*, 15, pp. 373-383. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00087-2](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00087-2)
- Medrano, A., *et al.* (2020) From marine deserts to algal beds: *Treptacantha elegans* revegetation to reverse stable degraded ecosystems inside and outside a No-Take marine reserve, *Restoration Ecology*, 28, pp. 632-644.
- Mcdonald, T. *et al.* (2016) International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts, *Society of Ecological Restoration*, December. Disponible en: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/docs/SER_International_Standards.pdf
- Mcleod, E. *et al.* (2011) A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, pp. 552-560. Disponible en: <https://doi.org/10.1890/110004>
- Mobberley, D.G. (1953) Taxonomy and distribution of the genus *Spartina*, *Retrospective Theses and Dissertations*, 12794.
- Montero-Serra, I. *et al.* (2015) Harvesting effects, recovery mechanisms, and management strategies for a long-lived and structural precious coral, *PLoS One*, 10(2), e0117250.
- Montero-Serra, I. *et al.* (2018) Accounting for life-history strategies and timescales in marine restoration, *Conservation Letters*, 11(1), e12341.
- Montseny, M. *et al.* (2019a) First attempts towards the restoration of gorgonian populations on the Mediterranean continental shelf, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29, pp. 1278-1284.
- Montseny, M. *et al.* (2019b) A new large and cost-effective restoration method for cold-water coral gardens, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(5), pp. 977-987.
- Montseny, M. *et al.* (2021a) Active ecological restoration of cold-water corals: techniques, challenges, costs and future directions, *Frontiers in Marine Science*, 8, 621151.

Montseny, M. *et al.* (2021b) Involving fishers in scaling up the restoration of cold-water coral gardens on the Mediterranean continental shelf, *Biological Conservation*, 262, 109301.

Morris, R.L. *et al.* (2020) Key principles for managing recovery of kelp forests through restoration, *BioScience*, 70, pp. 688-698.

Moy, F.E. y Christie, H. (2012) Large-scale shift from sugar kelp (*Saccharina latissima*) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway, *Marine Biology Research*, 8, pp. 309-321.

Nellemann, C. *et al.* (Eds.) 2009. *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal.

Orejas, C. *et al.* (2009) Cold-water corals in the Cap de Creus canyon, northwestern Mediterranean: spatial distribution, density and anthropogenic impact, *Marine Ecology Progress Series*, 397, pp. 37-51.

Orth, R.J. *et al.* (2006) A global crisis for seagrass ecosystems, *Bioscience*, 56, pp. 987-996.

Orth, R.J. *et al.* (2007) Ecology of Seagrass Seeds and Seagrass Dispersal Processes, *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, pp. 111-133. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_5

Piazzì, L. *et al.* (2021) Environmental Engineering Techniques to Restore Degraded *Posidonia oceanica* Meadows, *Water*, pp. 1-10.

Pirrotta, M. *et al.* (2015) Transplantation assessment of degraded *Posidonia oceanica* habitats: Site selection and long-term monitoring, *Mediterranean Marine Science*, 16(3), pp. 591-604. Disponible en: <https://doi.org/10.12681/mms.1045>

Pizarro, V., Carrillo, V. y García-Rueda, A. (2014) Review and state of the art for ecological restoration of coral reefs, *Biota Colombiana*, 15, pp. 132-149.

Queirós A.M. *et al.* (2021) Bright spots as climate-smart marine spatial planning tools for conservation and blue growth, *Global Change Biology*, 27(21), pp. 5514-5531.

Raven, J. (2018) Blue carbon: past, present and future, with emphasis on macroalgae, *Biology Letters*, 14, 20180336.

Ruiz, J. M., *et al.* (2015) Atlas de las praderas marinas de España. En: Ruiz, J.M. *et al.* Eds. *Observación medioambiental*, vol. 15. IEO/IEL/UICN.

Sánchez-Lizaso, J.L., Fernández-Torquemada, Y. y González-Correa, J.M. (2006) *Efectividad de los trasplantes de Posidonia oceanica efectuados en el entorno del puerto deportivo Luis Campomanes (Altea). Informe técnico Universidad de Alicante-WWF/Adena*. Disponible en: <https://doi.org/10.13140/2.1.1051.9849>

Schiel, D.R. (2006) Rivets or bolts? When single species count in the function of temperate rocky reef communities, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338, pp. 233-252. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.06.023>.

Sfriso, A. *et al.* (2019) Aquatic angiosperm transplantation: A tool for environmental management and restoring in transitional water systems, *Water*, 11(10). Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w11102135>

Short, F. *et al.* (2007) Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, pp. 3-20.

Smale, D.A. y Wernberg, T. (2013) Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280, 20122829.

Smith, S. V. (1981) Marine macrophytes as a global carbon sink, *Science*, 211, 838-840.

Stekoll, M.S. y Deysher, L. (1996) Recolonization and restoration of upper intertidal *Fucus gardneri* (Fucales, Phaeophyta) following the Exxon Valdez oil spill, *Hydrobiologia*, 326/327, 311-316.

Steneck, R.S. *et al.* (2002) Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future, *Environmental Conservation*, 29, pp. 436-459. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0376892902000322>

Strain, E.M. *et al.* (2014) Identifying the interacting roles of stressors in driving the global loss of canopy-forming to mat-forming algae in marine ecosystems, *Global Change Biology*, 20, pp. 3300-3312. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/gcb.12619>

Tamburello, L. *et al.* (2019) Are we ready for scaling up restoration actions? An insight from Mediterranean macroalgal canopies, *PLoS ONE*, 14, e0224477.

Terrados, J. (1993) Sexual reproduction and seed banks of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows on the southeast Mediterranean coast of Spain, *Aquatic Botany*, 46, pp. 293-299.

Terrados, J., Marín, A., y Celdrán, D. (2013) Use of *Posidonia oceanica* seedlings from beach-cast fruits for seagrass planting, *Botanica Marina*, 56(2), pp. 185-195. Disponible en: <https://doi.org/10.1515/bot-2012-0200>

Terrón-Sigler, A. *et al.* (2011) Ensayo experimental para el trasplante de colonias de coral naranja (*Astroides calycularis*, Pallas 1766); especie insignia del litoral sur de la Península Ibérica, *Chronica Naturae*, 1, pp. 35-45.

Thibaut, T. *et al.* (2005) Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean), *Marine Pollution Bulletin*, 50, pp. 1472-1489.

Unsworth, R.K.F., Northlund, M.L. y Cullen-Unsworth, L.C. (2018) Seagrass meadows support global fisheries production, *Conservation Letters*, e12566. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/conl.12566>

Valdazo, J. *et al.* (2017) Massive decline of *Cystoseira abies-marina* forests in Gran Canaria Island (Canary Islands, eastern Atlantic), *Scientia Marina*, 81, pp. 499-507.

Valle, M. *et al.* (2015) Increasing the chance of a successful restoration of *Zostera noltii* meadows, *Aquatic Botany*, 127, 12-19. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2015.07.002>

Verdura, J. *et al.* (2018) Restoration of a canopy-forming alga based on recruitment enhancement: Methods and long-term success assessment, *Frontiers in Plant Science*, 9, 1832.

Verdura, J. *et al.* (2021) Local-scale climatic refugia offer sanctuary for a habitat-forming species during a marine heatwave, *Journal of Ecology*, 09, pp. 1758-1773.

Vergés A. *et al.* (2015) The tropicalization of temperate marine ecosystems: climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts, *Proceedings of the Royal Society B*, 281, 20140846. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.0846>

Westermeier, R. *et al.* (2014) Repopulation techniques for *Macrocystis integrifolia* (Phaeophyceae: Laminariales) in Atacama, Chile, *Journal of Applied Phycology*, 26, pp. 511-518.

Westermeier, R. (2016) Holdfast fragmentation of *Macrocystis pyrifera* (integrifolia morph) and *Lessonia berteroa* in Atacama (Chile): a novel approach for kelp bed restoration, *Journal of Applied Phycology*, 28, pp. 2969-2977.

Westermeier, R. *et al.* (2011) Repoblamiento de *Macrocystis Integrifolia* En La Región de Atacama. Fase II. Informe Final Proyecto FIC Atacama.

Wilson, K.C., Haaker, P.L. y Hanan, D.A. (1977) Kelp restoration in Southern California. En: R.W. Kraus ed. *The Marine Plant Biomass of the Pacific Northwest Coast*. Corvallis: Oregon State University Press, pp. 183-202.

Woodhead, A.J. *et al.* (2019) Coral reef ecosystem services in the Anthropocene, *Functional Ecology*, 33, pp. 1023-1034. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13331>

Zentner, Y. *et al.* (2021) Seguiment a llarg termini d'una actuació de restauració del corall vermell *Corallium rubrum* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i Universitat de Barcelona, 14 pp.

Zhao, Q. *et al.* (2016) A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration, *Ecological Indicators*, 60, pp. 442-452. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.003>



13. Bloque temático

El suelo: un viaje conceptual desde lo agronómico hacia lo ecosistémico

Pilar de Andrés Pastor¹

1 Centro de Investigaciones Ecológicas y Aplicaciones Forestales (CREAF).

La fina capa de suelo que recubre nuestro planeta es un recurso no renovable a escala temporal humana a la vez que un sistema complejo, altamente heterogéneo espacialmente y muy dinámico en el tiempo.

El suelo está compuesto por una fracción mineral, en la que predominan los silicatos, y por una fracción orgánica que contiene materia muerta en descomposición y una inimaginable variedad de formas vivas, en su mayoría invisibles a simple vista. La estructura del suelo, fundamental para su funcionalidad, se puede definir como la disposición espacial de las partículas primarias de arena, arcilla y limo y de los «agregados» o grumos de estas partículas aglutinadas por materia orgánica y conservadas estables por hifas fúngicas, raíces y exudados bacterianos (Six *et al.*, 2001). La distribución de tamaños y la disposición espacial de estos agregados define en gran parte la arquitectura de la red de poros del suelo, que puede estar más o menos llena de aire o de agua, y que tiene gran influencia sobre el régimen hidrológico del suelo y sobre la vida que se desarrolla en él. Los poros grandes favorecen la aireación, mientras que los pequeños ayudan a la retención del agua en forma de finas películas que recubren los agregados, limitando así su pérdida por drenaje.

La enorme variedad de microambientes existentes en el suelo propicia que este sea uno de los hábitats más biodiversos del planeta. Un gramo de suelo puede contener hasta 109 células bacterianas pertenecientes a 104 especies y hasta 200 m de hifas fúngicas, junto con una enorme variedad de macroinvertebrados (FAO, 2020; Jeffery *et al.*, 2010).

Gran parte de estos microorganismos habitan la rizosfera (los aproximadamente 2 mm de suelo alrededor de las raíces), donde desarrollan funciones vitales para las plantas, hasta tal punto que buena parte de las funciones atribuidas a las plantas son ejecutadas en realidad por un organismo complejo, el «holobionte», del que plantas, suelo y microorganismos edáficos serían órganos integrantes. La vida en la tierra depende, entonces, de la armonía entre los tres componentes del holobionte (Hinsinger *et al.*, 2009). Entre otras funciones, los microorganismos rizosféricos ayudan a las plantas a adquirir nutrientes y les proporcionan defensa contra patógenos y resistencia contra diferentes tipos de estrés. La colaboración entre planta y organismos del suelo es tan importante que aquellas llegan a alimentar a estos a través de sus exudados radiculares, con un 50 % de su fotosintato (Bais *et al.*, 2006; Van Dam y Bouwmeester 2016).

De los organismos del suelo depende también el reciclaje de nutrientes. Entre el 60-90 % de la producción primaria terrestre es procesada por la biota del suelo, que descompone los residuos animales y vegetales y los convierte

en formas químicas asimilables por las plantas. El del carbono es uno de los ciclos biogeoquímicos clave que regula el suelo. El suelo contiene tres cuartas partes de la totalidad del carbono terrestre, y almacena más de 4,5 veces la cantidad de carbono que contiene la vegetación (Lal, 2004). Pequeños cambios en los procesos que gobiernan el ciclo del carbono en el suelo pueden tener efectos muy poderosos sobre las concentraciones de dióxido de carbono y metano (dos gases de potente efecto invernadero) en la atmósfera. El ciclo del nitrógeno, crucial para la fertilidad de las plantas y para la regulación del clima, está íntimamente ligado al del carbono y también es regulado a su paso por el suelo

1. Degradación del suelo

Si un suelo degradado es aquel que ha sufrido pérdidas en su calidad, sería preciso atender primero a la descripción de «calidad del suelo», un concepto que ha sufrido cambios significativos en los últimos cincuenta años. A mitad del siglo XX, predominaba la visión agronómica, con la productividad y la resistencia a la erosión como únicos criterios de evaluación. Más recientemente, se ha evidenciado que la fertilidad es tan sólo uno de los muchos servicios ambientales que el suelo presta a las sociedades humanas (figura 1).

Con esta evidencia en mente, la degradación del suelo puede definirse como la pérdida de su multifuncionalidad y como «[...] la disminución de la capacidad del suelo para dar soporte a plantas, animales y humanos y para prestar bienes y servicios ecosistémicos de forma sostenida en el tiempo» (Lal, 2015).

2. Tipos de degradación: monitoreo y soluciones

La degradación del suelo suele clasificarse en física, química y biológica, aunque muy raramente se manifiesta bajo sólo uno de estos formatos, siendo más frecuente la combinación de los tres. Por motivos de claridad expositiva, los mencionaremos aquí separadamente.

2.1. Degradación física: sellado, compactación y pérdida de materia orgánica

El **sellado del suelo** lo causa su recubrimiento con un material impermeable, y se produce a menudo como consecuencia de la edificación y de la pavimentación del suelo en áreas urbanas, industriales e infraestructuras de comunicación. La impermeabilización aísla el suelo de la atmósfera y del agua de lluvia y destruye su biodiversidad, disrumpe los ciclos biogeoquímicos y acrecienta el riesgo de inundaciones. A menudo, la degradación producida por el sellado es irreversible, por lo que es preciso evitar que ocurra con una planificación correcta del territorio (Comisión Europea, 2012).

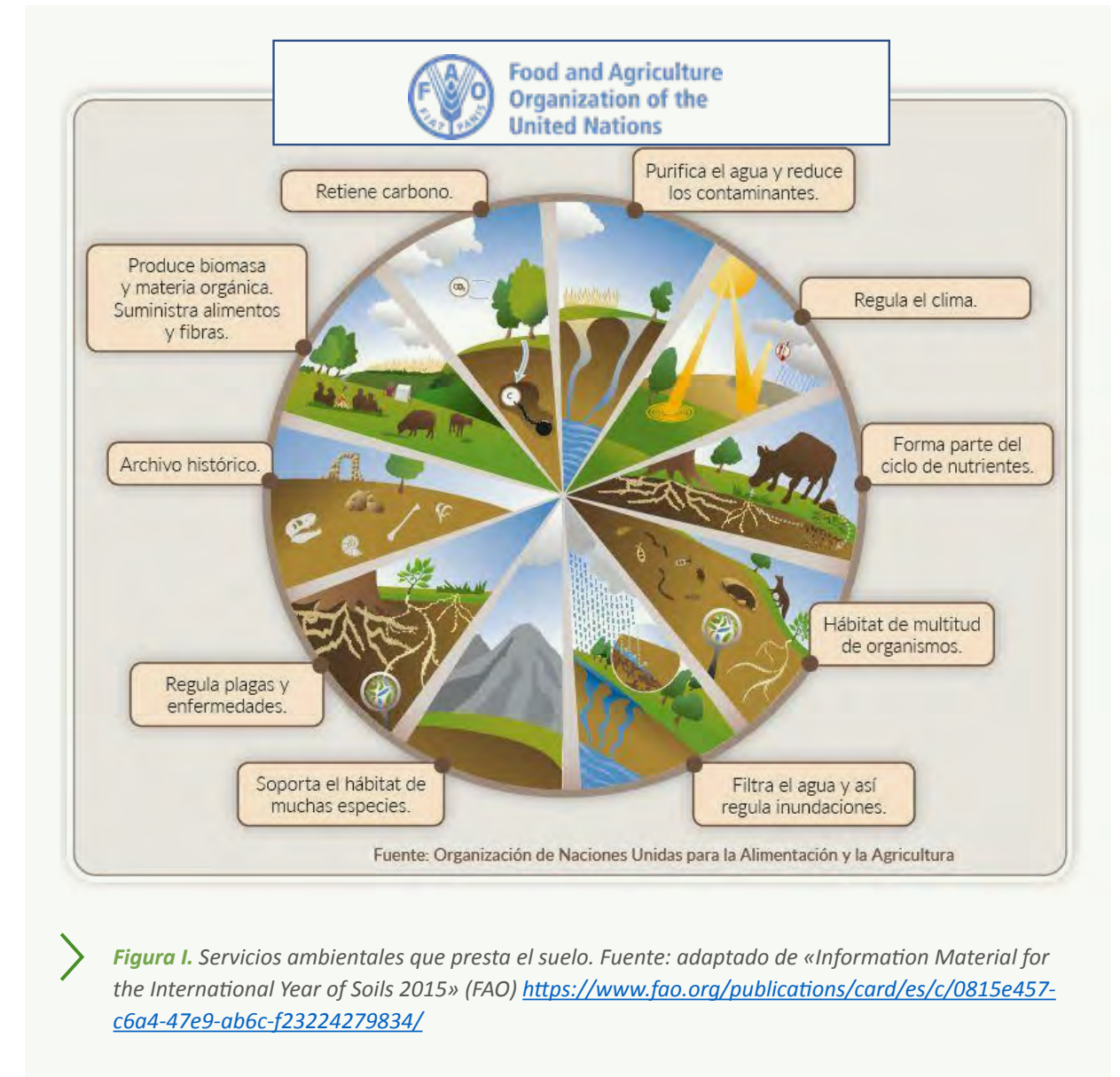


Figura 1. Servicios ambientales que presta el suelo. Fuente: adaptado de «Information Material for the International Year of Soils 2015» (FAO) <https://www.fao.org/publications/card/es/c/0815e457-c6a4-47e9-ab6c-f23224279834/>

La **compactación** se produce cuando el suelo se hace más denso porque el espacio vacío entre los agregados disminuye y se deteriora su estructura. La compactación puede ocurrir en superficie o más abajo, en el subsuelo. La superficial, frecuente en tierras de cultivo, es favorecida por el paso de maquinaria y el pisoteo del ganado. Suele darse después de arar, cuando el suelo desnudo queda expuesto a la fuerza erosiva de la lluvia. La aparición de costras superficiales de suelo compacto dificulta la emergencia de las semillas y frena la aireación y el flujo del agua. La aparición de compactación en la capa subsuperficial (el «piso de arado») se ve favorecida por el arado y por el paso de maquinaria sobre el suelo húmedo (Shah *et al.*, 2017).

Monitoreo. Son buenos indicadores de compactación los cambios en la densidad aparente del suelo, en su capacidad de retención de agua y en la resistencia del suelo a la penetración (Vial, 2021).

Métodos de corrección. Los métodos biológicos son más económicos y eficaces que los mecánicos y se basan en el aprovechamiento del potencial subsolador de las raíces de la vegetación natural o de cultivos de cobertura que se pueden sembrar con esta intención. Las raíces excavan canales y estabilizan sus paredes con sustancias orgánicas, y estos canales quedan abiertos cuando las raíces mueren. La siembra de vegetación descompactante del suelo ha de ir acompañada por la supresión de la labranza y por la reducción del paso de maquinaria o ganado. Los métodos mecánicos incluyen varias formas de subsolado (subsolado en hilera, rotura con azada o con subsoladores o azadas rotatorias), dependiendo de la profundidad de la capa compacta y de su potencia.

La erosión hídrica es uno de los mayores factores de degradación del suelo en ambientes mediterráneos. Se da en tres fases: el desprendimiento de partículas del suelo por impacto de gotas de agua, su transporte por el agua de escorrentía y su deposición lejos del origen. La severidad del riesgo erosivo dependerá de la agresividad de la lluvia y de la «erodibilidad» del suelo. Esta última depende de la textura (es mayor en los suelos limosos que en los arenosos y arcillosos), del grado de agregación (dependiente del contenido en materia orgánica y arcillas) y de la conductividad hidráulica del suelo. Como la erosión se ve facilitada por la ausencia de vegetación, cualquier acción que facilite su pérdida o que dañe la estructura del suelo aumenta el riesgo erosivo. Entre las acciones más impactantes están la deforestación, la agricultura intensiva, el sobrepastoreo y aquellas iniciativas que implican movimientos de tierras, como las obras públicas o la minería de superficie. Las consecuencias de la erosión son graves, siendo notorias en la situación actual de crisis global la pérdida de productividad de los ecosistemas terrestres, los daños al clima por emisión de carbono, el deterioro del ciclo hidrológico y la contaminación del agua.

Monitoreo. La erosión se mide en toneladas por hectárea y año. Hay numerosos métodos para evaluar la erosión, y la elección del más adecuado dependerá de la escala espacial y temporal a considerar (Lal, 1994; Stroosnijder, 2005). A escala local y para el estudio de la erosión laminar, son útiles las parcelas de erosión, los medidores de profundidad y los simuladores de lluvia (Alonso, Bermúdez y Rafaelli, 2011). Para medir la erosión en cárcavas es recomendable el levantamiento (por métodos mecánicos y ópticos) de perfiles que permiten calcular el suelo evacuado por unidad de tiempo (Castillo *et al.*, 2012). A escala de pequeñas cuencas, es útil el uso de aforadores y la medición del contenido en sedimentos en el agua saliente. A mayor escala geográfica, es frecuente el uso de modelos de simulación (Li *et al.*, 2017) y la estima de la erosión por teledetección (Camargo, Pacheco y López, 2017).

Métodos de corrección. Dadas las graves consecuencias de la erosión, es prioritario prevenir su aparición por medio de un uso sostenible del suelo, prestando atención a conservar la capa de vegetación protectora. En suelos agrícolas, recuperar suelos erosionados pasa por sustituir el manejo intensivo por tipos de manejo orientados a frenar la pérdida de materiales y a aumentar el contenido en materia orgánica. La agricultura regenerativa y la orgánica, que son opciones prometedoras en este sentido, combinan el cese del arado, el uso de cultivos de cobertura y el abonado orgánico (FAO, 2007; Giller *et al.* 2021). En el mismo sentido, la ganadería regenerativa es prometedora para restaurar suelos de pastos sometidos a erosión por medio de la siembra de pastos plurianuales y de la aplicación de una rotación sostenible del ganado.

En tierras no cultivadas, de lo anteriormente dicho se deduce que la restauración de los suelos exige recuperar una cubierta vegetal protectora. La revegetación espontánea sólo será exitosa si el suelo se ha visto escasamente perturbado, en pendientes moderadas y bajo condiciones climáticas favorables. En situaciones más adversas, será necesario proceder a una revegetación activa. Las plantas a emplear con este fin habrían de ser oriundas y satisfacer una serie de requisitos: resistencia a la erosión, crecimiento rápido, cobertura densa (formas postradas, rastreras, etc.), resistencia al enterramiento y capacidad rebrotadora (Coppin y Richards, 1990). Puesto que estas propiedades son difíciles de encontrar juntas en una misma especie cuando se trata de especies mediterráneas, puede ser interesante planear una restauración por fases, creando una cubierta inicial destinada a frenar la erosión y susceptible de ser sustituida en una segunda fase, una vez estabilizado el suelo, por especies propias de suelos estables y de ecosistemas más maduros.

En zonas de erosión muy activa, será necesario estabilizar el suelo antes de plantear la revegetación. Con este fin, las soluciones de bioingeniería que usan herramientas proporcionadas por la propia naturaleza y combinan elementos vegetales vivos y muertos están demostrando ser eficientes y económicamente rentables (Sangalli, Fernandes y Tardío, 2021). En situaciones adversas, como cuando se trata de estabilizar desmontes y taludes creados por obras, estas soluciones pueden combinarse con otras propias de la ingeniería civil (Morgan, 2005; Morgan y Rickson, 2003).

2.2. Degradación química: salinización, contaminación, pérdida de suelo orgánico

Pérdida de la capa orgánica del suelo. Como se ha avanzado en la sección anterior, los suelos mediterráneos se están empobreciendo alarmantemente en materia orgánica debido a diferentes causas que actúan a menudo conjuntamente, incluyendo la agricultura intensiva y la erosión asociada a la pérdida del manto vegetal. Consideraremos aquí el caso más dramático, consistente en la pérdida

total del suelo o de su horizonte orgánico superior a consecuencia de actividades que comportan movimientos de tierras y entre las que, por antonomasia, hay que citar la minería a cielo abierto.

Monitoreo. Es preciso que los suelos repuestos o mejorados en los espacios restaurados tengan suficiente profundidad y una fertilidad adecuada al uso que se les pretende dar. En general, se recomienda un espesor de entre 20-40 cm, de los cuales sólo se habrían de enmendar los 0-20 cm superficiales. Una información detallada sobre el monitoreo de estos suelos y sobre los niveles de fertilidad recomendables puede encontrarse en los trabajos de Jorba y Vallejo (2010) y Carabassa, Ortiz y Alcañiz (2015).

Métodos de corrección. La presencia de un suelo adecuado es requisito indispensable para proceder a la restauración de los ecosistemas terrestres y, siempre que sea posible, hay que retirar el suelo orgánico del área de afectación antes de iniciar las obras y conservarlo en caballones debidamente manejados para su posterior extensión sobre las nuevas superficies, una vez completados los trabajos. El acopiado del suelo siempre produce pérdida de su calidad biológica (Valliere *et al.*, 2022), por lo que es recomendable planear el calendario de operaciones para minimizar el periodo de almacenamiento.

Cuando no se dispone de suficiente suelo orgánico local, se puede crear artificialmente un sustrato edáfico o «tecnosol» que, convenientemente vegetado, pueda evolucionar hacia un sistema suelo-planta funcional. En la restauración de canteras, estos tecnosoles suelen construirse mezclando materiales inertes de rechazo, de granulometría razonablemente equilibrada, con materia orgánica de origen variado. Se recurre frecuentemente a compost de basura verde urbana o de residuos agrícolas y ganaderos. Estos materiales se han de dosificar pensando en alcanzar el contenido de materia orgánica más adecuado para favorecer la sucesión vegetal (Jorba y Vallejo, 2010). Los biosólidos de plantas de depuración de aguas residuales urbanas (Carabassa, Ortiz y Alcañiz, 2015) y, más recientemente, el «biochar», confeccionado a partir de una gran variedad de materiales orgánicos, también son usados en la reconstrucción de suelos en minería y obra pública. Estos dos últimos materiales han de ser manejados con especial precaución, puesto que su composición química es variable y a menudo impredecible, y pueden contener sustancias nocivas para la trayectoria del ecosistema recreado (Rodríguez-Franco y Page-Dumroese, 2021).

Salinización. La acumulación de sales en el suelo puede ser de origen natural o ser causada por la acción humana. Naturalmente, puede darse en zonas topográficamente deprimidas, con mal drenaje o cerca del mar, y en suelos donde el material geológico es rico en sales bajo climas en los que la evaporación supera a la precipitación. La salinización de origen antrópico puede deberse al mal uso de fertilizantes y enmiendas, al diseño incorrecto

del riego, al uso para este de aguas cargadas de sales y a un mal drenaje. La labranza excesiva también puede favorecer la salinización al crear una capa subterránea impermeable.

La salinización tiene efectos muy negativos sobre los cultivos, en los que causa síntomas parecidos a los del estrés hídrico y dificultades para la absorción de nutrientes por parte de las plantas, con diferente gravedad dependiendo de la tolerancia de las especies. Cuando las sales acumuladas en el suelo tienen un alto contenido en sodio se habla de «sodificación», proceso que dispersa las partículas de arcilla y causa la impermeabilización del suelo por bloqueo de los poros, lo que disminuye la capacidad del agua para circular, reduce la aireación de la raíz y causa [encharcamiento y pérdida de producción](#).

Monitoreo. La salinidad suele medirse analizando el contenido de sales solubles en suelo y la sodicidad por la concentración relativa de sodio en relación al calcio y al magnesio.

Métodos de corrección. Prevenir la salinidad y corregirla cuando no es excesivamente grave exige cambiar el manejo agrícola, eliminando las prácticas que la favorecen. Se recomienda aplicar estrategias regenerativas y de agricultura de precisión, racionalizar el riego y evitar el barbecho, la fertilización química y la aplicación de pesticidas. El riego por goteo, el abonado orgánico (evitando el estiércol, ya sea fresco o compostado) y el uso de cultivos tolerantes a la sal pueden ayudar a restablecer los [equilibrios naturales](#).

La restauración activa de suelos salinos se realiza por lavado de los suelos con agua de buena calidad, para evacuar las sales del perfil, una vez adecuado el drenaje. La restauración de suelos sódicos es más costosa y exige sustituir el sodio por otro catión antes de proceder al lavado del suelo. Normalmente se emplea alguna forma de calcio o magnesio aplicados en forma de [yeso](#), [carbonato cálcico](#), [cloruros de calcio o magnesio](#), y también son útiles con este fin los [abonos orgánicos](#).

Contaminación. Se entiende por contaminación del suelo la presencia de sustancias orgánicas o inorgánicas en concentraciones que causan efectos negativos sobre los procesos ambientales o sobre los componentes de la biodiversidad, incluyendo los humanos. La contaminación se produce en diversos ámbitos: minería, agricultura, actividad industrial, tráfico rodado y disposición de residuos urbanos. El suelo tiene una capacidad depuradora que depende de su mineralogía, textura y estructura, así como de las capacidades metabólicas de las comunidades microbianas, y puede retener o degradar contaminantes e impedir su paso al agua y su absorción por las plantas. Pero esta capacidad puede verse sobrepasada por concentraciones superiores a los niveles críticos y varía con las condiciones ambientales, de modo que los cambios de uso y manejo o del régimen climático pueden provocar la liberación de los contaminantes almacenados.

Monitoreo. Existen [valores límite para la concentración de buena parte de los contaminantes del suelo](#). Es importante diferenciar entre la carga total de un contaminante y el porcentaje de esta que está disponible, dependiendo de su solubilidad o volatilidad y de las características del suelo. Una dificultad para evaluar la contaminación del suelo es que la medición de cada contaminante requiere de análisis específicos y que, en consecuencia, es muy costoso detectar todos los contaminantes presentes. Para salvar este escollo, existen test ISO que evalúan la toxicidad de un suelo sobre diversos miembros de la biota edáfica y dan una idea de su toxicidad global, con independencia de los tóxicos implicados.

Métodos de corrección. En la remediación de suelos contaminados se pueden emplear técnicas de tipo físico, químico o biológico, que a su vez pueden resultar en la degradación total o parcial de los contaminantes, en su extracción del suelo, en su estabilización en formas menos móviles o tóxicas o en la separación de los suelos contaminados para posterior tratamiento o su confinamiento en instalaciones seguras (**tabla I**) (Rodríguez-Eugenio, McLaughlin y Pennock, 2018; Singh *et al.*, 2011). En la mayor parte de los casos, los medios físicos han de aplicarse *ex situ*, lo que encarece el tratamiento y lo hace inviable para procesar grandes volúmenes de suelo. En el tratamiento de áreas extensas se recurre cada vez más a la **biorremediación**, que se basa en el uso de plantas o microorganismos. Las plantas pueden emplearse para estabilizar los contaminantes en el suelo en formas poco o nada biodisponibles (**fitoestabilización**), para degradarlos (**fitodegradación**) o volatilizarlos a través de sus hojas (**fitovolatilización**) o para extraerlos del suelo y acumularlos en la biomasa vegetal (**fitoextracción**), que habrá de ser posteriormente retirada y convenientemente procesada. No todas las plantas son adecuadas para su uso en biorremediación, y se precisa una adecuada selección de especies dependiendo del mecanismo que se pretenda explotar (Pilon-Smits, 2005; Solomou *et al.*, 2022). Por su parte, los microorganismos del suelo pueden ser utilizados para biodegradar los contaminantes orgánicos hasta transformarlos en sustancias inocuas (Koul y Taak, 2018). La biodegradación se puede facilitar por **bioestimulación** de los microorganismos ya presentes en el suelo, capaces de alimentarse con el contaminante y de reducirlo, en el mejor de los casos, a CO₂ y agua. La bioestimulación requiere optimizar las condiciones ambientales y nutricionales (aceptores de electrones, humedad, nutrientes, pH, temperatura) en las que se desenvuelven los microorganismos, lo que puede conseguirse aumentando el contenido en materia orgánica y nutrientes del suelo y, si fuese necesario, mejorando su oxigenación mediante arado o inyección de aire. En casos de contaminación más severa, puede ser necesario excavar el suelo para tratarlo *ex situ* en pilas o en biorreactores, pero esta opción es mucho más cara que la primera y, como se ha dicho, menos viable a la hora de tratar áreas extensas (Azubuike *et al.*, 2016). Cuando la estimulación de los microorganismos ya presentes en el suelo no basta, se puede recurrir a la **bioaumentación**, consistente en reforzar la comunidad microbiana por inoculación de

microorganismos de reconocida capacidad catalítica. Los inóculos pueden ser seleccionados a partir de las comunidades locales y pueden ser mono-específicos o incluir consorcios complejos o incluso organismos genéticamente modificados para mejorar su capacidad de degradación. La bioaumentación está siendo aplicada con éxito a suelos contaminados por pesticidas (Cycoń, Mrozik y Piotrowska-Seget, 2017).

TIPOS DE TRATAMIENTOS DE REMEDIACIÓN		
	Destrucción/degradación	Extracción/estabilización
Remediación física		
Tratamiento térmico	P	P
Solidificación	Sec	
Extracción con vapor		P
Burbujeo de aire	Sec	P
Lavado y bombeo	Sec	P
Electrorremediación	Sec	P
Remediación química		
Oxidación	Sec	P
Reducción	Sec	P
Hidrólisis	P	P
Solubilización	Sec	P
Declorinación	Sec	
Manipulación del pH	Sec	P
Biorremediación		
<i>Actividad microbiana</i>		
Cultivo de la tierra	P	Sec
Bioapilamiento	P	Sec
Compostaje	P	Sec
Biorreactores	P	
Biolavado		P
<i>Actividad vegetal</i>		
Fitoestabilización	Sec	Sec
Fitoextracción	Sec	P
Fitodegradación	P	Sec

Tabla I. Principales métodos de remediación de suelos contaminados, dependiendo de su efecto sobre los contaminantes. (P: proceso principal; Sec: proceso secundario). Fuente: adaptado de Rodríguez-Eugenio, McLaughlin y Pennock, 2018



3. Degradación biológica: pérdida de biodiversidad

Pérdida de biodiversidad. La biodiversidad del suelo garantiza su multifuncionalidad y cualquier actividad que la reduzca resulta en una amenaza para los servicios ecosistémicos que presta el suelo. El valor económico de estos servicios se ha estimado en 1,5 trillones de dólares anuales (Pimentel *et al.*, 1997), por lo que mantener y restaurar la biodiversidad que los sostiene es prioritario a todos los niveles. La pérdida de biodiversidad edáfica se debe a la intensificación del uso del suelo, que opera a través de los variados vectores considerados en apartados anteriores (figura II).

Monitoreo. Los organismos del suelo presentan rasgos morfológicos y funcionales muy variados y exigen métodos específicos para su cuantificación (Nielsen, 2019). Una clasificación grosera por tamaños de los habitantes del suelo permite distinguir entre microflora y microfauna (< 0,1 mm) que incluyen principalmente virus, bacterias, arqueas, cianobacterias, hongos, actinomicetos, mixomicetos, levaduras, protozoos, nematodos, tardígrados y rotíferos; mesofauna (0,1 a 2 mm), incluyendo microartrópodos y enquitreidos; y macrofauna (> 2 mm) que incluye lombrices, hormigas, termitas y otros macroartrópodos. Caídas de la abundancia y biodiversidad taxonómica o funcional de algunos de estos grupos indican deterioro biológico del suelo. Los avances en genómica, transcriptómica, proteómica, metabolómica y metagenómica del suelo ocurridos en las dos últimas décadas están facilitando el acceso a la complejidad de las comunidades microbianas del suelo y animan el debate sobre los indicadores más adecuados en cada programa de monitoreo (Winding, Hund-Rinke y Rutgers, 2005). Brevemente, podemos obtener información sobre la biomasa microbiana, sobre su partición en hongos y bacterias, número y abundancia relativa de OTU (unidades taxonómicas operativas) y de la abundancia de genes que codifican funciones específicas y de su expresión en condiciones ambientales precisas —por medio del estudio del ARN mensajero y de los metabolitos endógenos y exógenos presentes en el suelo (Márquez-Godoy y González-Escobedo, 2022)—. Existen también indicadores de cambios en la biodiversidad del suelo basados en la taxonomía clásica basada en la morfología y en los rasgos funcionales de la microfauna del suelo. Entre los grupos a tener en cuenta como bioindicadores están los microartrópodos (especialmente ácaros y colémbolos) y, en tierras agrícolas, los grandes grupos funcionales de protozoos y los nematodos (Parisi *et al.*, 2005; Andrés *et al.*, 2022).

Métodos de corrección. La falta de atención a la biodiversidad del suelo está frecuentemente en la base del fracaso de proyectos orientados a restaurar la cubierta vegetal y la biodiversidad vegetal y animal, así como a reparar procesos ecosistémicos tan importantes como el secuestro de carbono o la regulación del ciclo hidrológico.

Restaurar la biodiversidad del suelo exige mejorar previamente las condiciones ambientales del medio que la ha de alojar. En este sentido, son válidas las recomendaciones hechas anteriormente sobre cómo revertir la erosión, mejorar la estructura del suelo y ajustar su contenido en materia orgánica y nutrientes, si fuese aconsejable. Además, la recuperación de la biodiversidad del suelo ha de plantearse de forma coordinada con la introducción o mejora de la cubierta vegetal, puesto que, como se ha dicho, ambas forman parte de un organismo único suelo-planta-biota edáfica. La biota del suelo se puede reforzar introduciendo selectivamente grupos seleccionados para lograr fines concretos o bien aumentando la abundancia global de especies de forma indiscriminada.

La introducción selectiva se realiza por medio de inóculos; el ejemplo más conocido es la micorrización de las plantas a usar en la restauración. Se conoce el efecto positivo de la micorrización sobre el crecimiento de las plantas y sobre su capacidad para prosperar en situaciones adversas (Piñeiro *et al.*, 2013), pero también se sabe que el éxito de la micorrización depende del contexto (Hoeksema *et al.*, 2010; Neuenkamp *et al.*, 2018). Las causas más frecuentes de fracaso en estas intervenciones son errores en la elección de la especie de hongo más adecuada para la asociación con la planta, la inadecuación del hongo a las condiciones locales y la incapacidad del inóculo para superar la competencia por las comunidades oriundas del suelo. De hecho, existen todavía muchas limitaciones para la producción y aplicación exitosa al suelo de inoculantes microbianos complejos (Herrmann y Lesueur, 2013), y resulta más económica, y a menudo más efectiva, la inoculación del suelo a restaurar con otros de buena calidad tomados de campo.

Existen dos métodos principales para realizar esta inoculación (Contos *et al.*, 2021): el **trasplante de bloques de suelo** y la siembra de suelo donante sobre el suelo receptor. El **trasplante de bloques de suelo** de buena calidad al área a restaurar se ha utilizado en el tratamiento de áreas degradadas por minería. **El método** considera los bloques trasplantados como núcleos desde los cuales los microorganismos y la microfauna colonizarán el entorno circundante (Moradi *et al.*, 2018). Sin embargo, esta esperada dispersión se ve frecuentemente impedida por las condiciones adversas de la matriz de suelo degradado (Morales-Márquez y Meloni, 2022). En estos casos, resulta más efectiva la siembra (por esparcimiento a voleo) de suelos extraídos de una zona representativa del ecosistema que se desea recuperar (Van der Bij *et al.*, 2018), en dosis que van desde los 0,5 a los 2,5 l de suelo por m² a restaurar.

Casos prácticos recomendados

[10 CANTERA LA FALCONERA](#)

[89 VIÑEDOS REGENERATIVOS](#)

Bibliografía

Alonso, J.A., Bermúdez, F.L. y Rafaelli, S. (2011) *La degradación de los suelos por erosión hídrica. Métodos de estimación (Vol. 4)*. Murcia: Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones. Editum.

Andrés, P. *et al.* (2022) Physical, chemical, and biological indicators of soil quality in Mediterranean vineyards under contrasting farming schemes, *Agronomy*, 12, 2643.

Azubuiké, C.C. *et al.* (2016) Bioremediation techniques-classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects, *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32, pp. 1-18.

Bais, H.P. *et al.* (2006) The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms, *Annual Review of Plant Biology*, 57, pp. 233-266.

Camargo, C., Pacheco, C. y López, R. (2017) Erosión hídrica, fundamentos, evaluación y representación cartográfica: una revisión con énfasis en el uso de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica, *Gestión y Ambiente*, 20, pp. 265-280.

Carabassa, V., Ortiz, O. y Alcañiz, J.M. (2015) *Evaluación y seguimiento de la restauración de zonas afectadas por minería. Utilización de lodos de depuradora en restauración: manual de aplicación en actividades extractivas y terrenos marginales*. Barcelona: Departament de Territori i Sostenibilitat, Direcció General de Qualitat Ambiental.

Castillo, C. *et al.* (2012) Comparing the accuracy of several field methods for measuring gully erosion, *Soil Science Society of America Journal*, 76, pp. 1319-1332.

Comisión Europea (2012) *Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Contos, P. *et al.* (2021) Rewilding with invertebrates and microbes to restore ecosystems: Present trends and future directions, *Ecology and Evolution*, 11, pp. 7187-7200.

Coppin, N.J. y Richards, I.G. (1990) *Use of vegetation in civil engineering*. London: CIRIA/Butterworths.

Cycoń, M., Mrozik, A. y Piotrowska-Seget, Z. (2017) Bioaugmentation as a strategy for the remediation of pesticide-polluted soil: A review, *Chemosphere*, 172, pp. 52-71.

FAO (2007) Secuestro de carbono en tierras áridas. Informes sobre recursos mundiales de suelos 102. Roma: FAO.

FAO, ITPS, GSBI, SCBD, EC (2020) State of knowledge of soil biodiversity-Status, challenges and potentialities, Report 2020. Roma: FAO.

Giller, K.E. *et al.* (2021) Regenerative agriculture: An agronomic perspective, *Outlook on Agriculture*, 50, pp. 13-25.

Herrmann, L. y Lesueur, D. (2013) Challenges of formulation and quality of biofertilizers for successful inoculation, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97, pp. 8859-8873.

Hinsinger, P. *et al.* (2009) Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance, *Plant and Soil*, 321, pp. 117-152.

Hoeksema, J.D. *et al.* (2010) A meta-analysis of context-dependency in plant response to inoculation with mycorrhizal fungi, *Ecology Letters*, 13, pp. 394-407.

Jorba, M. y Vallejo, V.R. (2010) Manual para la restauración de canteras de roca caliza en clima mediterráneo. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Direcció General de Qualitat Ambiental. Àrea d'Avaluació i Restauració d'Activitats Extractives.

Koul, B. y Taak, P. (2018) *Biotechnological strategies for effective remediation of polluted soils*. Berlin: Springer.

Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security, *Science*, 304, pp. 1623-1627.

Lal, R. (1994) *Soil erosion research methods*. Florida: CRC Press.

Lal, R. (2015) Restoring soil quality to mitigate soil degradation, *Sustainability*, 7, pp. 5875-5895.

Li, P. *et al.* (2017) Comparison of soil erosion models used to study the Chinese Loess Plateau, *Earth-Science Reviews*, 170, pp. 17-30.

Márquez-Godoy, J.N. y González-Escobedo, R. (2022) Tecnologías ómicas para la exploración de la biocostra del suelo, *Terra Latinoamericana*, 40.

Moradi, J. *et al.* (2018) An investigation into the long-term effect of soil transplant in bare spoil heaps on survival and migration of soil meso and macrofauna, *Ecological Engineering*, 110, pp. 158-164.

Morales-Márquez, J. y Meloni, F. (2022) Soil fauna and its potential use in the ecological restoration of dryland ecosystems, *Restoration Ecology*, e13686.

Morgan R.P.C. (2005) *Soil erosion and conservation*. Oxford: Blackwell Publishing.

Morgan, R.P. y Rickson, R.J. (2003) *Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach*. London: Taylor & Francis.

Neuenkamp, L. *et al.* (2018) Benefits of mycorrhizal inoculation to ecological restoration depend on plant functional type, restoration context and time, *Fungal Ecology*, 40, pp. 140-149.

Van Dam, N.M. y Bouwmeester, H.J. (2016) Metabolomics in the Rhizosphere: Tapping into Belowground Chemical Communication, *Trends in Plant Science*, 21, pp. 256-265.

Nielsen, U.N. (2019) *Soil fauna assemblages*. Cambridge: Cambridge University Press.

Parisi, V. *et al.* (2005) Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105, pp. 323-333.

Pilon-Smits, E. (2005) Phytoremediation, *Annual Review of Plant Biology*, 56(15).

Pimentel, D.W. *et al.* (1997) Economic and environmental benefits of biodiversity, *Bioscience*, 47, pp. 747-757.

Piñeiro, J. *et al.* (2013) Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: a meta-analysis of field experiments, *Ecological Engineering*, 61, pp. 133-144.

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. y Pennock, D. (2018) *Soil Pollution: a hidden reality*. Roma: FAO.

Rodríguez-Franco, C. y Page-Dumroese, D.S. (2021) Woody biochar potential for abandoned mine land restoration in the US: A review, *Biochar*, 3, pp. 7-22.

Jeffery, S. et al. Eds. (2010) *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission. Luxemburgo: Publications Office of the European Union.

Sangalli, P., Fernandes, J.P. y Tardío, G. (2021) Soil and water bioengineering as natural-based solutions. En: *Urban Services to Ecosystems*. Cham: Springer, pp. 317-332.

Shah, A.N. et al. (2017) Soil compaction effects on soil health and crop productivity: an overview, *Environmental Science and Pollution Research*, 24, pp. 10056-10067.

Singh, A. et al. (2011) Bioaugmentation, biostimulation, and biocontrol in soil biology. En: *Bioaugmentation, Biostimulation and Biocontrol*. Berlin, Heidelberg: Springer, pp. 1-23

Six, J. et al. (2004) A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics, *Soil and Tillage Research*, 79, pp. 7-31.

Solomou, A.D. et al. (2022) Utilizing Mediterranean plants to remove contaminants from the soil environment: A short review, *Agriculture*, 12, 238.

Stroosnijder, L. (2005) Measurement of erosion: is it possible? *Catena*, 64, pp. 162-173.

Valliere, J.M. et al. (2022) Stockpiling disrupts the biological integrity of topsoil for ecological restoration, *Plant and Soil*, 471, pp. 409-426.

Van der Bij, A.U. et al. (2018) Facilitating ecosystem assembly: Plant-soil interactions as a restoration tool, *Biological Conservation*, 220, pp. 272-279.

Vial, M. (2021) Consejos para la medición de la compactación de suelos. INIA. Boletín informativo, 141.

Winding, A., Hund-Rinke, K. y Rutgers, M. (2005) The use of microorganisms in ecological soil classification and assessment concepts, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62, 230-248.



14. Bloque temático

Cambio climático

Fernando Valladares Ros¹

¹ Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC.

1. Restauración ecológica mirando al futuro

Una cuestión clave para todos los agentes involucrados en la restauración ecológica de un ecosistema o región determinado es encontrar el equilibrio adecuado entre el pasado y el futuro. Ante la elevada tasa de alteración ambiental, y en un escenario de rápido e intenso cambio climático, es más crítico que nunca poder balancear la reconstrucción de los sistemas pasados que han sido degradados con el intento de crear sistemas resistentes y resilientes de cara a un futuro climáticamente muy diferente al actual. Mantener un compromiso con la historia será importante para la restauración ecológica en la medida en la que el cambio histórico sirva para comprender la gama de ecosistemas que un lugar concreto puede albergar. El futuro de la restauración ecológica se debe apoyar cada vez más en la noción de restaurar el capital natural y la provisión de bienes y servicios aportados por el ecosistema en cuestión, y no tanto en las métricas basadas en los números y la disposición de los organismos y especies que componen o han compuesto históricamente dicho ecosistema.

El cambio climático es uno de los principales motores del cambio global, es decir, del conjunto de cambios ambientales ocasionados por la actividad humana que trasciende la escala local y que repercuten en el funcionamiento global del planeta. Junto con el cambio climático, bajo el término de cambio global, se incluyen los cambios en los usos del territorio, la contaminación, la sobreexplotación de los recursos naturales y la introducción de especies exóticas invasoras, entre otros. Todos los componentes del cambio global interactúan entre sí de forma compleja, reforzándose o atenuándose, pero es el resultado neto de todas estas interacciones lo que hay que valorar en un proyecto de restauración ecológica. Por ello, el primer paso es determinar para cada proyecto, sistema y situación concreta, cuántos y cuáles de todos estos componentes del cambio global están operando y cuáles tendrán un mayor impacto en el corto y medio plazo antes de plantear ningún programa de restauración.

Hay tres momentos particularmente importantes dentro del proceso de restauración en los que el cambio global, en general, y el cambio climático, en particular, deben ser tenidos en cuenta de forma explícita y acotada a las circunstancias de la región:

- En el diagnóstico ecológico de la situación, al valorar el grado y extensión de la degradación sufrida por el ecosistema a restaurar.
- A la hora de seleccionar el ecosistema de referencia, ya que el pasado no siempre es la mejor o la única referencia para el futuro, y, por tanto, los ecosistemas que hubo en la zona con anterioridad podrían no servir como modelos que guíen la restauración.

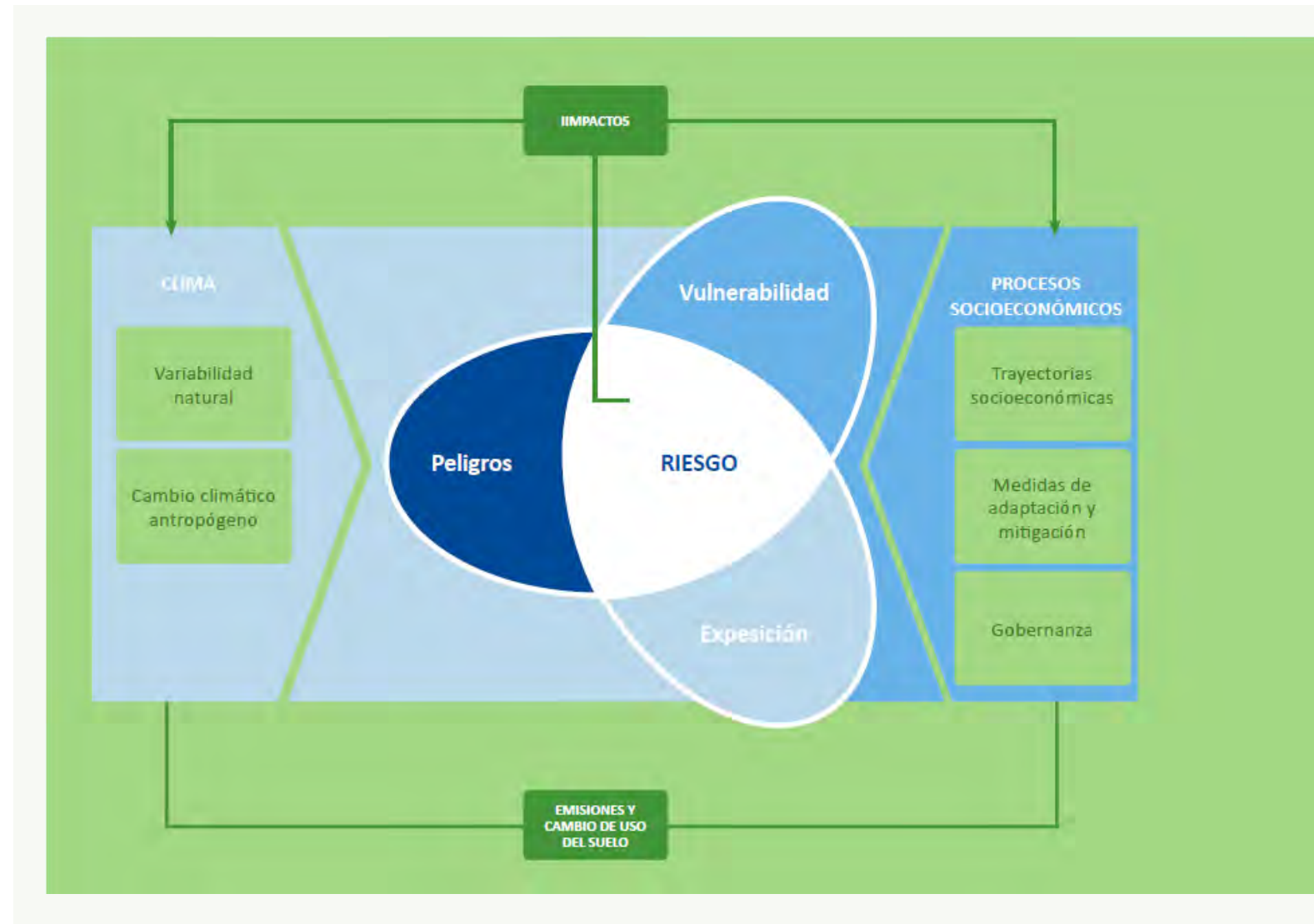


Figura 1. Quinto Informe de Evaluación del IPCC sobre Cambio Climático. El riesgo de los impactos conexos al clima se deriva de la interacción de los peligros conexos al clima (incluidos episodios y tendencias peligrosos) con la vulnerabilidad y la exposición de los sistemas humanos y naturales. Los cambios en el sistema climático (izquierda) y los procesos socioeconómicos, incluidas la adaptación y mitigación (derecha), son impulsores de peligros, exposición y vulnerabilidad. Fuente: ilustración extraída del Grupo de Trabajo II sobre Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad.

- En el momento del diseño de las acciones de restauración ecológica, que deben incorporar una mirada amplia y transversal que incluya las tendencias climáticas y ambientales más probables para la zona.

2. Cambio climático: escenarios, modelos e impactos

Los escenarios de cambio climático deben considerarse comprendiendo cómo se generan y qué fortalezas y debilidades tienen. Los modelos climáticos globales, una vez calibrados y validados con los datos reales observados en un periodo de referencia, se emplean para hacer proyecciones de cómo será el clima en el futuro a partir de concentraciones atmosféricas derivadas de distintos escenarios de emisión de gases de efecto invernadero y aerosoles a lo largo del siglo XXI. Las distintas proyecciones del clima futuro generadas por medio de estos modelos

globales proporcionan una horquilla de valores para los distintos parámetros climáticos a lo largo del siglo XXI. Pese a las incertidumbres existentes derivadas de dificultades metodológicas, de falta de suficiente resolución espacial y de lagunas en nuestro conocimiento en general, y que se traducen en una mayor o menor amplitud de la horquilla de valores estimados, los modelos globales ofrecen resultados inequívocos sobre la evidencia de nuestra incidencia en el cambio climático actual, así como de la dirección y los órdenes de magnitud de las variaciones en las principales magnitudes climáticas, como la temperatura y la precipitación.

Los modelos globales del clima, por su baja resolución espacial, no son adecuados para estudios o proyectos locales. Para resolver este problema se han desarrollado diversas técnicas cuyo objetivo es aumentar la resolución de los modelos globales; una muy empleada consiste en la regionalización (o *downscaling*) de los modelos globales

que, a partir de la información básica que estos proporcionan, utiliza información de escalas de mayor detalle para reelaborar una descripción de las variables climáticas adecuada para trabajar a escala regional, subregional o local. Sus resultados son los llamados escenarios de cambio climático regionalizados y son más adecuados para su consideración en los proyectos de restauración ecológica. Lógicamente, el proceso de generación de escenarios de cambio climático regionalizados está sujeto a distintas fuentes de incertidumbre, que en esencia se derivan de:

- La incertidumbre de base del modelo global que utiliza.
- Los escenarios futuros de emisión de gases de efecto invernadero.
- La sensibilidad climática global, es decir, de la falta de conocimiento preciso sobre la respuesta del clima frente a cambios en el forzamiento externo.
- La incertidumbre de los propios métodos de regionalización de los modelos globales.

El cambio climático está teniendo un profundo efecto sobre los sistemas naturales y humanos en todos los continentes y océanos. Está acelerando los flujos ambientales del planeta y alterando procesos ecológicos a escala global: el océano almacena una gran cantidad de energía y CO₂, aumentando su temperatura, disminuyendo su pH (acidificación) y subiendo su nivel o elevación promedio; el ciclo hidrológico se intensifica, aunque regionalmente sea más irregular, generando zonas de sequía creciente y nuevas zonas de inundaciones recurrentes; la biosfera se ve forzada en distintos términos (alteraciones en la fenología, pérdidas de sincronías, cambios en abundancias y distribuciones, modificaciones en la productividad); y la criosfera experimenta cambios drásticos en las reservas y dinámicas de sus masas de hielo polares y de alta montaña. Los impactos también se perciben en los sistemas humanos. Así, por ejemplo, se han observado efectos del cambio climático en el rendimiento agrícola de los cultivos en la mayoría de las regiones (predominando los efectos negativos sobre los positivos, excepto en latitudes altas), en la abundancia y distribución de las capturas pesqueras, en la salud humana a través del aumento en la mortalidad y la morbilidad debido a las olas de calor o las modificaciones en los patrones de las enfermedades transmitidas por vectores o por el agua, en los sistemas de producción de energía y sus necesidades de refrigeración, así como en la operatividad de infraestructuras de transporte. Las ciudades, que cada vez albergan a una mayor proporción de la humanidad, son causa de una buena parte del cambio climático, y a la vez son cada vez más vulnerables a sus impactos.

El cambio climático está alterando numerosos servicios ecosistémicos que deben restituirse o preservarse mediante proyectos de restauración ecológica adecuados. Entre los servicios afectados que tienen mayor relación con posibles actuaciones de restauración ecológica destacan los siguientes:

- Modificaciones en el secuestro de carbono por parte de los bosques. En el caso de España, los bosques verán incrementada su producción forestal a lo largo de la primera mitad del siglo XXI, y reducida posteriormente.

- Alteraciones en el balance hídrico. En el caso de los ecosistemas forestales, su expansión favorece la evapotranspiración (potencialmente aumentada por efecto del calentamiento global) en detrimento de la disponibilidad hídrica tanto para recarga del acuífero como para escorrentía superficial, y como recurso para los ecosistemas y la sociedad.
- Disminución de la protección contra la erosión del suelo.
- Modificación de los patrones del régimen fluvial de los ríos, con reducción de los caudales de estiaje.
- Afecciones a la respiración del suelo y, consecuentemente, cambios en su balance de carbono orgánico.

Aparte de todos estos servicios que se están viendo afectados por el cambio climático, es preciso considerar que la variabilidad climática se acentúa y con ella la probabilidad de los eventos extremos (sequías, inundaciones, heladas fuera de temporada, huracanes muy destructivos, oleaje intenso, incendios devastadores) que cada año vuelven a superar récords históricos. La restauración ecológica debe encaminarse a reducir el impacto asociado a estos eventos extremos, ofreciendo protección y barreras estructurales que interfieran o ralenticen los flujos de materia y energía (por ejemplo, cordones dunares u otros ecosistemas costeros frente a embates de mar e inundaciones costeras), proporcionando espacio físico para procesos naturales (por ejemplo, llanuras de inundación o humedales continentales con funciones de laminación y retención frente a grandes avenidas).

El cambio climático en interacción con otros procesos ambientales antropogénicos puede generar barreras climáticas y no sólo físicas entre poblaciones y comunidades naturales. Ello dificulta cada vez más los flujos físicos ambientales (hidrológicos, por ejemplo) y los intercambios y procesos biológicos, favoreciendo una fragmentación difusa. El cambio climático afecta a la conectividad por su efecto de alteración del hábitat. Por ejemplo, los procesos de desertificación, los incendios o las plagas, que aumentan debido al cambio climático, tienen efectos de fragmentación y alteración importante de la conectividad, disminuyendo el hábitat disponible y la disponibilidad de espacios conectores. Por todo ello, la restauración ecológica debe preservar e incluso maximizar la conectividad real entre fragmentos de ecosistemas y entre poblaciones y comunidades, especialmente aquellas que corran mayores riesgos de aislamiento en el futuro.

3. Adaptación al cambio climático

La adaptación al cambio climático supone anticiparse a los efectos adversos del mismo y emprender las acciones adecuadas para minimizar el impacto que puedan causar a los sistemas naturales y, en última instancia, a la propia humanidad. Las medidas de adaptación en proyectos de restauración ecológica deben ir en la línea de conservar los bosques remanentes, fomentar los bosques maduros, favorecer las masas mixtas, incrementar la diversidad genética de

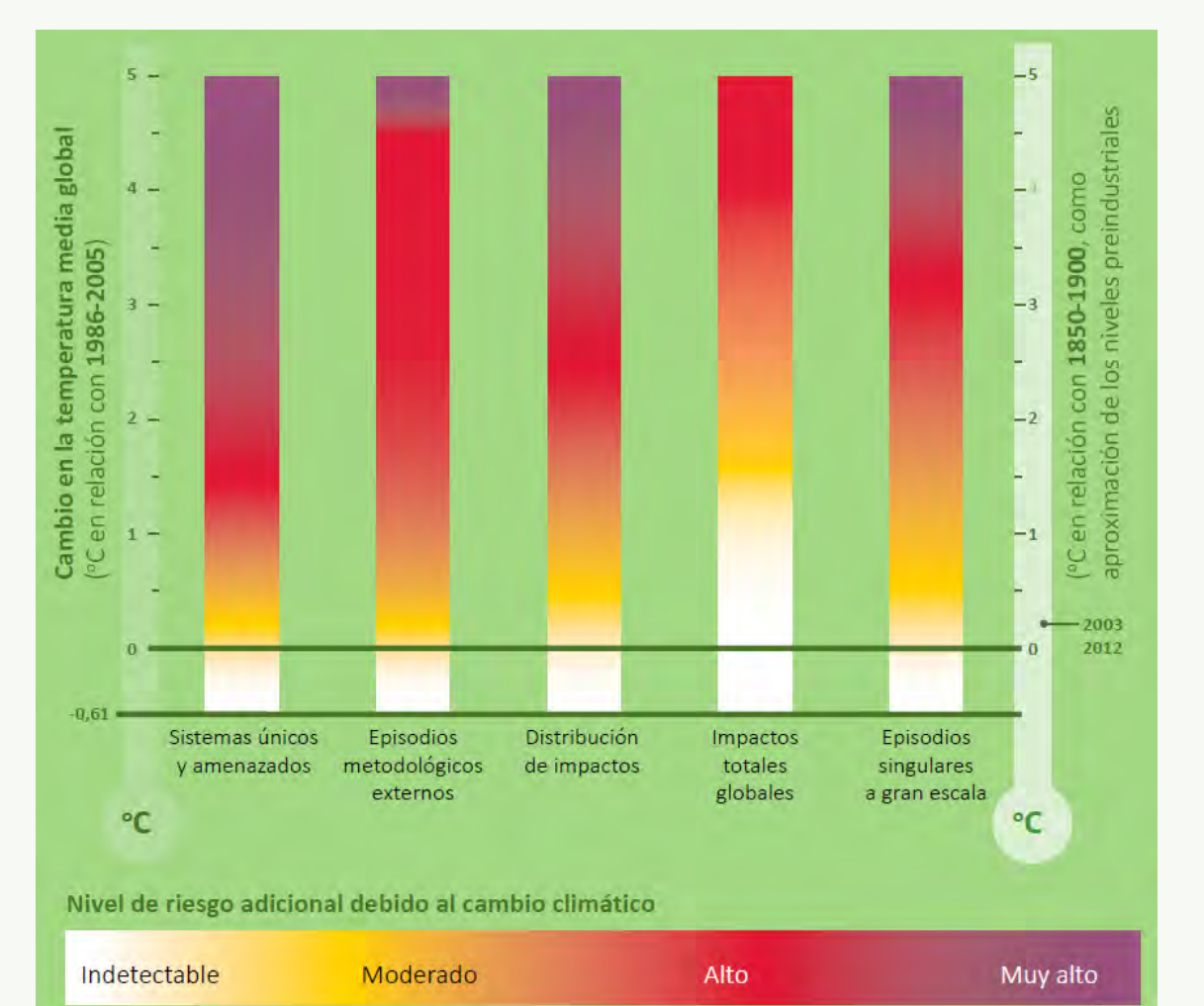


Figura II. Quinto Informe de Evaluación del IPCC sobre Cambio Climático (2014). Fuente: ilustración extraída del Grupo de Trabajo II sobre Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad.


las especies, facilitar la evolución del monte bajo y del matorral, asegurar la conectividad entre formaciones vegetales hoy fragmentadas, diversificar los tipos de hábitat a escala de paisaje y potenciar la multifuncionalidad del monte. Resulta interesante en este sentido tener en cuenta las medidas de adaptación que se están contemplando en los espacios protegidos españoles (tabla I).

Es posible sugerir una serie de medidas de adaptación en relación con impactos concretos del cambio climático. En este sentido resultan útiles algunas síntesis como la que se presenta en la tabla II, extraída de las recomendaciones de World Wildlife Fund.

Restaurar ecosistemas
Restauración de superficies incendiadas
Repoblaciones
Mantenimiento y recuperación de hábitats naturales
Mantenimiento de pastizales
Recuperación de formaciones de ribera
Adquisición y restauración de humedales en zonas litorales más vulnerables
Control de especies exóticas invasoras
Medidas de protección de suelos, cubiertas vegetales
Reducir otras presiones
Gestión de la ganadería para evitar impactos sobre la vegetación
Restringir modalidades de pesca agresivas
Reducir la contaminación
Incrementar la resiliencia de masas forestales al cambio climático
Promover masas mixtas
Apertura de espacios en bosques, creación de mosaicos de paisaje
Reducción de densidades
Introducir especies más resistentes a la aridez
Eliminación de plantaciones forestales de gran demanda hídrica
Reducir la demanda hídrica/mejorar el ciclo hidrológico
Mejoras hidrológicas en lagunas (limpieza de canales, compuertas, etc.)
Actuación sobre los caudales circulantes en las cuencas reguladas
Reducir extracciones de agua
Atención a especies
Translocación asistida de especies sensibles
Mejora de la conectividad de poblaciones fragmentadas
Evitar la fragmentación
Favorecer las poblaciones especies de hábitats acuáticos, en especial anfibios (rehabilitación de charcas y estanques)
Seguimiento
Seguimiento climático
Seguimiento de especies o hábitats
Seguimiento de procesos ecológicos y sociales

 **Tabla I.** Medidas de adaptación aplicadas en espacios protegidos españoles.
 Fuente: EUROPARC, 2016.



 **Figura III.** Imágenes de la actuación desarrollada en los Montes de Valsaín destinada a proteger charcas y crear nuevas para facilitar la adaptación al cambio climático de los anfibios. **Autores:** Javier García y Marisol Redondo.

Impacto previsto	Medida de adaptación
Incremento del riesgo de inestabilidad y vulnerabilidad de las masas forestales	<ul style="list-style-type: none"> • Gestionar las masas forestales de forma responsable • Mantener o incrementar los servicios ambientales del monte • Garantizar la sostenibilidad en el aprovechamiento • Considerar los regímenes de perturbaciones • Promover las masas mixtas e irregulares
Alteraciones en la capacidad de los bosques para proporcionar bienes y servicios esenciales	<ul style="list-style-type: none"> • Potenciar la multifuncionalidad del monte
Aumento de la frecuencia e intensidad de los incendios forestales	<ul style="list-style-type: none"> • Evitar el apilado de restos y productos de corta durante largos periodos de tiempo • Evitar las plantaciones homogéneas • Crear áreas cortafuegos de vegetación natural
Expansión del área de actuación de plagas y enfermedades	<ul style="list-style-type: none"> • Evitar el apilado de restos y productos de corta durante largos periodos de tiempo • Impulsar programas de seguimiento y evaluación
Incremento del riesgo de procesos erosivos intensos como consecuencia del aumento en la intensidad de los aguaceros	<ul style="list-style-type: none"> • Analizar el riesgo de erosión debido a la actividad forestal • Garantizar que la actividad forestal no incrementa los riesgos erosivos • Proteger el suelo • Corregir los posibles procesos erosivos
Aumento del riesgo de daños sobre el arbolado debido a vendavales	<ul style="list-style-type: none"> • Promover las masas mixtas e irregulares • Conservar o restaurar los hábitats forestales originales
Modificación de la fenología y de la fisiología de las especies arbóreas	<ul style="list-style-type: none"> • Impulsar programas de seguimiento y evaluación
Mayor riesgo de invasión de especies exóticas	<ul style="list-style-type: none"> • Controlar las especies empleadas en las plantaciones • Evitar la propagación de especies exóticas • Impulsar programas de seguimiento y evaluación • Eliminar las especies invasoras que generan impactos ecológicos significantes
Incremento en los fenómenos de migración de especies o su extinción (pérdida de biodiversidad)	<ul style="list-style-type: none"> • Inventariar los hábitats y las especies de alto valor de conservación • Conservar de los hábitats y las especies inventariadas • Monitorizar • Facilitar la conectividad del territorio • Conservar o restaurar los hábitats forestales originales • Favorecer las masas mixtas e irregulares
Reducción de la disponibilidad hídrica	<ul style="list-style-type: none"> • Elegir en las plantaciones las especies o los ecotipos mejor adaptados a las nuevas condiciones • Mantener espesuras relativamente bajas
Merma de la capacidad de regeneración natural	<ul style="list-style-type: none"> • Favorecer los procesos de regeneración natural • Apoyar de manera artificial la regeneración natural con material genético de procedencia

 **Tabla II.** Medidas de adaptación aplicadas en ecosistemas. Fuente: WWF, 2012.



➤ **Figura IV.** En el marco del proyecto LIFE MEDACC se han reducido densidades de arbolado como medida de adaptación al cambio climático de los bosques mediterráneos y para avanzar hacia bosques más maduros y resilientes. Autor: Javier García.

4. Gestión adaptativa y flexible de los ecosistemas restaurados o a restaurar

No importa lo claramente definidos y lo realistas que sean los objetivos de un proyecto de restauración ecológica, la variación y el cambio ambiental y las incertidumbres asociadas van a dificultar el logro de estos objetivos, aunque estén firmemente establecidos. Paradójicamente, en multitud de ocasiones, mayor será la dificultad cuanto más firmemente establecidos estén los objetivos. Es más que posible que las cosas no salgan según lo planeado, por lo que las metas deberán cambiar. Aquí es donde la gestión adaptativa se vuelve imprescindible. La gestión adaptativa proporciona un marco formal para evolucionar desde las metas y los objetivos, para planificar e implementar las acciones de la gestión seguidas de un monitoreo y un análisis. Una vez que se observa lo que sucede durante y tras la implementación de estas acciones, se usa lo aprendido para reajustar la gestión. Se aplican nuevas acciones o, si es necesario, se revisan los objetivos. Lamentablemente, la expectativa de que la restauración resultará en ecosistemas autosuficientes que no requieren mayor atención es, en gran medida, infundada.

En el contexto actual, el reto de la restauración ecológica debe ir más allá de un enfoque estático, ya que las medidas dirigidas a restablecer las condiciones históricas son inciertas y difíciles de llevar a cabo con éxito. Son necesarias medidas más realistas y pragmáticas que tengan en cuenta las funciones y procesos ecosistémicos y cómo se verán afectados por el cambio climático. Por ello, Harris *et al.* (2006) propusieron que el objetivo clave en restauración ecológica debe ser el equilibrio adecuado entre la reconstrucción de los sistemas naturales anteriores y la construcción de sistemas naturales flexibles para el futuro.

Para materializar este objetivo en las prácticas de restauración se pueden barajar distintas opciones, a menudo complementarias, como, por ejemplo:

- **Considerar los rangos futuros de distribución de las especies.** Los modelos de distribución potencial de las especies permiten comprender la variación en su distribución geográfica como resultado del cambio climático, teniendo en cuenta sus tolerancias climáticas, así como otras características como su capacidad de dispersión. Estos modelos están siendo muy utilizados a pesar de sus limitaciones y el nivel de incertidumbre que arrastran.
- **Fomentar la resiliencia de los ecosistemas ante los futuros cambios ambientales.** Es una de las estrategias fundamentales y puede incluir desde el aumento de una amplia gama de especies, tanto a nivel local como paisajístico, hasta la incorporación de la conectividad de hábitat como una característica determinante para mantener, restablecer o mejorar el movimiento de especies en respuesta a climas cambiantes.

- **Garantizar la resiliencia y capacidad de adaptación de las especies.** Un atributo necesario para que las poblaciones puedan persistir en su hábitat es asegurar la adaptación de las especies a las nuevas condiciones ambientales a través de la diversidad genética entre y dentro de las poblaciones. La oportunidad para el desarrollo evolutivo debe incorporarse a los programas de conservación y restauración.
- **Mejorar la prestación de servicios ecosistémicos.** Esta estrategia se centra en el mantenimiento de las propiedades relacionadas con la función de los ecosistemas (tales como la absorción y filtración de nutrientes, absorción y retención de agua, descomposición de materia orgánica, etc.), las cuales pueden variar en número e importancia en función del tipo de ecosistema. Para implementar esta estrategia es necesario definir las funciones ecosistémicas del área a restaurar y llevar a cabo actividades diseñadas para mantener esas variables dentro de unos parámetros que garanticen la funcionalidad de los ecosistemas, en su conjunto y a largo plazo.

El concepto de «Adaptación basada en Ecosistemas» (AbE, o *Ecosystem Based Adaptation*, EbA, en inglés) es el uso de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos como parte de una estrategia global de adaptación al cambio climático para reducir sus efectos adversos sobre la sociedad, la economía y el medio ambiente. Algunos ejemplos de este tipo de adaptación son los siguientes:

- Mantenimiento o restauración de ecosistemas costeros (como lagunas, sistemas dunares, etc.) para reducir las inundaciones costeras, la erosión y aumentar la protección frente a tormentas.
- La gestión sostenible de los ríos y humedales aumenta la seguridad hídrica en épocas de sequía.
- La gestión sostenible de los montes puede limitar la frecuencia e intensidad de los incendios
- Las buenas prácticas agrarias, como el fomento de las variedades y razas autóctonas, el control biológico de plagas, las cubiertas vegetales, etc., o la diversificación del mosaico agrario, entre otras, ayudan a lidiar con efectos del cambio climático como el incremento de plagas, sequías, etc.

La adaptación al cambio climático basada en los ecosistemas, aparte de contribuir a la conservación de la biodiversidad, tiene una buena relación coste-efectividad y genera numerosos beneficios sociales, económicos, ambientales y culturales. Además, es una forma de adaptación accesible a las poblaciones locales dada su interacción y dependencia de los ecosistemas, y puede contribuir a mantener el conocimiento tradicional y los valores culturales.

5. Interacciones entre cambio climático y restauración ecológica

Existen numerosas interacciones entre la restauración ecológica y el cambio climático, con múltiples procesos que se retroalimentan mutuamente. Por ejemplo, la recuperación de la cubierta vegetal cambia el albedo y, por tanto, afecta al balance radiativo de la atmósfera. Cuando los bosques o las comunidades vegetales en general recubren zonas que antes eran suelo desnudo, se absorbe más radiación y se produce un ligero pero significativo calentamiento local. Si lo que se cubre de vegetación es una superficie que antes estaba ocupada por hielo y nieve, el efecto es más importante, ya que el albedo de estas superficies es mayor del 80 %, mientras que el de una vegetación continua es inferior al 10 %. Si el programa de reforestación o recuperación de la cubierta vegetal se realiza a gran escala (véase la gran reforestación china con más de 50.000 km cuadrados reforestados cada año en la última década) o si se suman los programas de distintos países y regiones, se ha visto que el efecto puede traducirse en un aumento de una fracción de grado en dos décadas a escala global. Sin embargo, un importante estudio publicado en 2018 en *Nature Communications* (Duveiller, Hooker y Cescatti) revela que el efecto contrario al calentamiento por disminución del albedo, el del enfriamiento por la evaporación del agua que transpira la cubierta vegetal, es más importante a nivel global y mucho más importante cuanto mayor la proximidad al ecuador. La influencia del enfriamiento por transpiración en el balance energético es mayor que la influencia del calentamiento por disminución del albedo. En este estudio se muestra que la pérdida de vegetación ha acarreado un incremento de 0,23 °C en el periodo 2000-2015 globalmente. El efecto es mucho más pronunciado en zonas tropicales, donde el aumento debido a esta supresión del enfriamiento asociado a la transpiración de la cubierta vegetal rondó los 2-3 °C. Por tanto, los programas de reforestación y recuperación de la cubierta vegetal tienen un impacto muy importante sobre el cambio climático, tanto por sus efectos directos —como los mencionados sobre el albedo y el enfriamiento por transpiración— como por sus efectos indirectos, al potenciar sumideros de carbono que mitigan en parte las emisiones antropogénicas de gases con efecto invernadero.

6. Mitigación del cambio climático a través de la restauración ecológica

La adaptación al cambio climático constituye una actividad estrechamente conectada con las políticas de mitigación debido a que el grado de cambio proyectado en las distintas variables climáticas está en función de los niveles de concentración de gases de efecto invernadero que se alcancen en la atmósfera, niveles que a su vez están determinados por numerosas políticas que inciden en las emisiones, y en la potenciación de sumideros y de las políticas de mitigación.

Las acciones de promoción de la infraestructura verde y de la restauración ecológica deben contribuir conjunta y coordinadamente al aumento de la fijación de carbono, es decir, a la mitigación del cambio climático, que es uno de los servicios ecosistémicos básicos. Para ello, pueden tenerse en cuenta estas recomendaciones generales:

- Diseñar actuaciones para almacenar y retener el carbono, por ejemplo, mediante iniciativas limpias y con bajo o nulo riesgo a largo plazo que promuevan y potencien sumideros naturales.
- Desarrollar puertas y corredores verdes aprovechando el potencial de los ecosistemas sanos.
- Mitigar los efectos urbanos de isla térmica. Las soluciones como las cubiertas (tejados y paredes) verdes o el diseño y desarrollo de la infraestructura verde urbana pueden contribuir a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y aportan muchos otros beneficios, como la retención de agua, la purificación del aire y el enriquecimiento de la biodiversidad.
- Fomentar técnicas de cultivo que incrementen la fijación de CO₂ en campos agrícolas, elemento en el que pueden tener gran importancia las medidas agroambientales de la política agraria común.

Referencias de interés

Información base sobre el cambio climático. Las dos fuentes más solventes y reconocidas a las que acudir para revisar informes, escenarios y análisis del clima y de los cambios que están ocurriendo y que se estima que ocurrirán son el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) y la Organización Meteorológica Internacional (WMO).

El último informe global de Cambio Climático del IPCC es el Quinto Informe de Evaluación.

En la Unión Europea, la Agencia Europea de Medio Ambiente publica cada cuatro años un informe correspondiente a una evaluación basada en indicadores de los impactos observados y proyectados del cambio climático en los ecosistemas y en la sociedad.

El último informe publicado es «Cambio climático, impactos y vulnerabilidad en Europa 2016».

Plataforma Nacional de Adaptación al Cambio Climático. La plataforma AdapteCCa es una herramienta al servicio de todos aquellos expertos, organizaciones, instituciones y agentes interesados en acceder e intercambiar información, conocimientos y experiencias sobre impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático.

Escenarios regionalizados. La Agencia Española de Meteorología aporta en su web información valiosa sobre el cambio climático, destaca un apartado que incluye información numérica y gráfica de las proyecciones de cambio climático para el siglo XXI, regionalizadas, sobre España, según diferentes escenarios de emisión. Se considera de utilidad para trabajos de evaluación de impactos y vulnerabilidad en el marco del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático.

Visor de Escenarios de Cambio Climático de AdapteCCa.

Infraestructura verde. La restauración ecológica debe estar ligada al concepto y a la implementación de la infraestructura verde. En el documento «Spatial analysis of green infrastructure in Europe» se establece una metodología viable y replicable para ser empleada por diferentes entidades y usuarios y a diferentes escalas, de cara a identificar elementos de infraestructura verde. La metodología propuesta ayudará a los formuladores de políticas y a numerosos profesionales a definir una red de infraestructura verde en el paisaje que sirva para identificar áreas donde los hábitats clave se pueden reconectar y se pueda mejorar la calidad ecológica general del área.

Proyectos de restauración y cambio climático. Existen multitud de iniciativas sobre proyectos de restauración relacionados con el cambio climático. Por lo que respecta a la importancia del agua, y las amenazas que se ciernen sobre ella y la importancia de atenuarlas y gestionarlas bien, destaca la red Rain for Climate. Otros proyectos interesantes pueden verse en Climate Analytics. En concreto, el proyecto ISIPedia, que tiene como objetivo facilitar la coproducción y la transferencia de conocimiento de la información sobre el impacto climático mediante la creación de canales de cooperación entre los modeladores y las partes interesadas.

El proyecto Life Shara, cuyo objetivo es fortalecer la gobernanza de la adaptación al cambio climático e incrementar la resiliencia en España y Portugal, recopila buenas prácticas en materia de adaptación al cambio climático.





15. Bloque temático

Restauración de zonas semiáridas

Jordi Cortina Segarra¹

¹ Departamento de Ecología e IMEM. Universidad de Alicante.

1. Contexto

Las zonas secas, como traducción literal del término *drylands*, o zonas con un índice de aridez (calculado como el cociente entre la precipitación y la evapotranspiración potencial) inferior a 0,65, ocupan un 41 % de la superficie terrestre y un 74 % de la superficie de España (MITECO, 2022). Las zonas semiáridas, en las que el índice de aridez se sitúa entre 0,2 y 0,5, cubren un 56 % del territorio español (Martínez-Valderrama et al., 2016). Esto corresponde básicamente al conjunto del territorio, exceptuando el norte y noroeste de la península, y las principales sierras y cordilleras. En las próximas décadas, el cambio climático conllevará una aridificación creciente del conjunto de la península, lo que supondrá un aumento de la extensión de la zona sometida a este régimen climático y un aumento de la demanda evaporativa respecto a las precipitaciones en las zonas semiáridas actuales (MITECO, 2022). Este proceso se concentrará especialmente en la zona centro-sur de la península (Madrid, Castilla-La Mancha y centro de la Comunidad Valenciana), Extremadura y zonas montañosas de Andalucía, y de forma más dispersa o con menor intensidad en Ourense, Navarra, centro y oeste de Aragón, Pirineo Oriental, Murcia, Alicante y sur de Almería.

Los paisajes semiáridos españoles abarcan una gran variedad de tipos de cubiertas, incluyendo arbolado disperso, matorrales y comunidades herbáceas, así como cultivos agrícolas de secano y regadío. También espacios urbanos, espacios ocupados por infraestructuras, ríos y humedales, que no serán abordados en esta sección. Este texto, por otro lado, se centra en acciones de restauración a escala local o de paisaje, conscientes de que este tipo de acciones se deben coordinar y desarrollar a escalas mayores (regional, global), para que puedan tener un impacto significativo en algunos procesos de degradación.

Debido a los periodos recurrentes de sequía, la cubierta vegetal en zonas semiáridas seminaturales no puede ser continua, la vegetación es normalmente de pequeño porte, el estrato arbóreo es escaso o ausente, la producción vegetal es baja y los procesos biológicos, incluidos los de sucesión ecológica, suelen ser más lentos y concentrados en periodos breves que en otros medios más productivos. No debemos confundir estas características con la degradación (White, Tunstall y Henninger, 2002). Grandes extensiones de zonas semiáridas se encuentran en buenas condiciones, y tienen un valor ecológico mayor que, pongamos por caso, algunas explotaciones forestales de medios más lluviosos, o explotaciones pastorales o agrícolas intensivas. Esta distinción es importante para poner en valor estos paisajes, por su riqueza ecológica y sociocultural, y por los múltiples beneficios que nos aportan. La degradación de territorios sometidos a escasez de agua se denomina desertificación (Martínez-Valderrama et al., 2020). Los impulsores de este comple-

jo proceso son naturales y antrópicos. Hay que tener en cuenta que, pese a su baja productividad, las zonas semiáridas han soportado históricamente una elevada presión humana, con lo que a los rigores climáticos se ha unido, con frecuencia, la alteración del régimen natural de perturbaciones.

En paralelo al proceso de aridificación, mencionado anteriormente, otros procesos ayudan a comprender el estado actual y la posible evolución futura de las zonas semiáridas (**tabla I**; MITECO, 2022): el aumento de la superficie forestal (de forma natural o reforzada mediante plantaciones); el abandono de cultivos y reducción de eriales (que se espera que en un futuro sea especialmente impor-

tante en Murcia, Almería, Granada, Málaga, sur de Alicante, Albacete y la depresión central del Ebro); el aumento de la superficie de regadío y la intensificación de la agricultura; el elevado nivel de uso del agua (especialmente en las cuencas de Baleares, Segura, Júcar y Guadalquivir, que superan un coeficiente de uso respecto a los recursos renovables superficiales y subterráneos superior al 40 %); la disminución de la ganadería extensiva; el aumento de la superficie ocupada por zonas urbanas e infraestructuras (especialmente en el centro y zonas costeras); y, de forma creciente, los huertos solares (Peña, 2007; Lu et al., 2021). Un factor que ayuda a explicar muchos de estos cambios es el abandono y la baja población rural y el envejecimiento de esta.



➤ **Figura 1.** El abandono de usos tradicionales, como estos bancales de secano y explotaciones de esparto en Xixona (Alicante), supone una oportunidad para recuperar ecosistemas naturales, pero también un riesgo, porque estos paisajes están muy modificados. El derrumbe de muretes es un ejemplo de ello. **Autor:** Jordi Cortina.

Impulsor	Impactos
Aridificación	Disminución de los recursos hídricos Extremos térmicos Mortalidad de especies sensibles Colonización de especies xerófitas Variaciones en el régimen de incendios (menor humedad, menor conectividad del combustible) Cambios en las propiedades y funcionamiento del suelo
Aumento de la superficie forestal	Establecimiento de estrato arbóreo Reducción de la biodiversidad Aumento de la evapotranspiración Disminución del albedo Vulnerabilidad frente al cambio climático (ausencia de regeneración, plagas, mortalidad masiva)
Abandono de cultivos	Recuperación de espacios naturales y aumento de la conectividad Sucesión ecológica obstaculizada Desmantelamiento de infraestructuras (e. g., muros, albarradas, boqueras) Oportunidad para la expansión de especies exóticas
Aumento de la superficie de regadío, intensificación de cultivos y elevado nivel de uso de los recursos hídricos	Agotamiento de recursos hídricos Aumento de insumos Contaminación de aguas superficiales y subterráneas Simplificación de la biodiversidad y fragmentación Salinización Creación de hábitats asociados a infraestructuras de riego
Abandono de la ganadería extensiva	Aumento de la cubierta vegetal y disminución de la erosión Matorralización Aumento del riesgo de incendio
Urbanización	Destrucción y fragmentación de hábitats Disminución de la presión sobre parte del territorio Sellado superficial Aumento de las perturbaciones asociadas a la frecuentación (vertidos, erosión, compactación de suelos, contaminación, presencia de animales domésticos, puntos de ignición)

Tabla I. Impulsores de la degradación de zonas semiáridas y su posible impacto sobre los ecosistemas y el paisaje, más allá de su impacto directo sobre servicios de provisión (producción agrícola y ganadera, producción de leñas, producción de fibras, etc.) y culturales.

Los impactos mencionados anteriormente afectan a la biodiversidad y al flujo de servicios ecosistémicos. Y, a través de ellos, impactan de forma compleja en las poblaciones humanas, en círculos que pueden ser viciosos o virtuosos, o de gestión regenerativa (Reynolds *et al.*, 2007). Cada una de las variables ecológicas y sociales asociadas a estos impactos constituye un criterio para definir el estado y la dinámica de un ecosistema o de un paisaje árido. La importancia relativa de cada uno de estos criterios depende, en parte, de la forma en que interactuamos con la naturaleza (véase más adelante). Es importante destacar que los servicios ecosistémicos no siempre varían de forma armónica entre ellos y con la biodiversidad. En algunos casos se producen sinergias, y a este respecto es de suma importancia conocer las relaciones jerárquicas entre servicios, con el fin de identificar aquellos que

pueden provocar un cambio sistémico (Turkelboom *et al.*, 2018; Raji, Odunuga y Fasona, 2021). Esta área del conocimiento aún tiene mucho recorrido por delante, pero históricamente se ha llegado a cierto consenso sobre la necesidad de priorizar la recuperación de la cubierta vegetal, con el convencimiento, no siempre fundamentado, de que el flujo de servicios y la biodiversidad evolucionarían en paralelo. En este sentido, el uso de especies vegetales o animales clave (véase más adelante; Gregr *et al.*, 2020) como desencadenantes de procesos ecológicos que facilitan la restauración representa un nuevo paradigma.

Sin embargo, no es infrecuente que se generen antagonismos entre los servicios ecosistémicos o entre estos y la biodiversidad (Cortina *et al.*, 2006; Roman *et al.*, 2021); dicho de otra manera, el ecosistema ideal, capaz de acoger la máxima biodiversidad y garantizar el mayor flujo de todos los servicios, no es posible. En estos casos, más que nunca, es necesario acudir al consenso entre las partes interesadas para maximizar múltiples criterios simultáneamente.



Figura II. La reforestación de zonas semiáridas, como estas laderas en Benejúzar (Alicante), no sólo debe analizar la capacidad del sitio de sostener una cubierta forestal bajo un clima cada vez más árido, sino también el impacto del arbolado sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, y los costes de restaurar bosques. **Autor:** Foto Jordi Cortina.

La ponderación de criterios se hace más compleja y cercana a la realidad cuando se aborda desde una perspectiva territorial. A esta escala, las decisiones atañen a diferentes ecosistemas, a su distribución espacial y a su evolución temporal, con lo que la identificación de soluciones óptimas se ve beneficiada por el uso de modelos que permitan explorar diferentes escenarios (Barbosa *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2021). Además, los flujos de especies, materia y energía hacia la zona a restaurar pueden condicionar su dinámica; y viceversa: se debe tener en cuenta el papel de la zona a restaurar en la dinámica del conjunto del territorio.

2. Líneas de base y ecosistemas de referencia

La restauración ecológica es cualquier acción intencionada que inicie o acelere la recuperación de un ecosistema degradado (Gann *et al.*, 2019). Cuando la perturbación es reciente (meses, años), como en explotaciones mineras o infraestructuras lineales, se suelen utilizar evidencias previas a la perturbación para cuantificar el nivel de degradación y caracterizar el ecosistema que se pretende recuperar, el llamado ecosistema de referencia. Pero el uso de referentes históricos tiene limitaciones. En muchos casos, los ecosistemas y paisajes previos a la perturbación no cumplirían las expectativas actuales en cuanto a servicios ecosistémicos, como la protección del suelo y de la biodiversidad, o la capacidad de fijar carbono, por poner algunos ejemplos. Además, mantener y recrear ecosistemas históricos a gran escala puede ser social y económicamente inviable en la actualidad. Por otro lado, para identificar referencias anteriores a la intervención humana, deberíamos reconstruir las comunidades presentes hace cientos o miles de años (dependiendo de la zona), con la dificultad que esto entraña (Badal-García *et al.*, 2017; Carrión *et al.*, 2018). Además, el clima de entonces no era el mismo que el actual, y mucho menos que el futuro, y las condiciones edáficas probablemente han cambiado como consecuencia del uso y de factores naturales, algo que sería difícilmente reversible a gran escala.

En este sentido, resulta útil retomar las reflexiones anteriores acerca de los beneficios que las zonas semiáridas pueden proporcionar a las personas. La restauración de estas zonas debería integrar el pasado y anticipar el futuro, definiendo objetivos como la protección de la biodiversidad, el incremento de los servicios ecosistémicos, de forma compatible con el uso actual y futuro de estas zonas, y disminuir la vulnerabilidad frente al cambio climático y ulteriores regímenes de perturbaciones.

3. Una restauración consensuada

Anteriormente se ha mencionado la necesidad de utilizar múltiples criterios socioecológicos (o sus indicadores) para caracterizar la línea de base y el ecosistema de referencia. Sin embargo, ¿cómo comparar el incremento de la fertilidad de un suelo con la presencia de una especie determinada? ¿O la resiliencia de un ecosistema con su identificación con la cultura local? Y, sobre todo, ¿quién debe hacerlo? Evaluar el impacto de las acciones de restauración sobre la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos tiene su dificultad, pero disponemos de metodologías aptas, con lo que no debería representar un contratiempo mayor (Chirino *et al.*, 2009; Cortina *et al.*, 2011). Sin embargo, resulta



➤ **Figura III.** La distribución espacial de la vegetación afecta a la capacidad de las laderas de retener recursos como el agua, el suelo, las semillas, la materia orgánica y los nutrientes. Estas plantaciones experimentales en una estepa semiárida de Alicante se establecieron para comprender mejor estas dinámicas y aumentar la relación coste-efectividad de las acciones de restauración. **Autora:** Susana Bautista.



➤ **Figura IV.** La sierra Espuña (Murcia) representa un hito en la restauración forestal en España. Buena parte de la zona repoblada desde finales del siglo XIX constituye actualmente el parque regional del mismo nombre. **Autor:** Peter Fulé.

más complicado decidir cuándo las diferencias entre un sistema y otro merecen el gasto y el esfuerzo de restaurar. Aquí no hay más remedio que ampliar el contexto de la toma de decisiones para integrar diferentes perspectivas, para incluir valores humanos en la ecuación. En un contexto de ciencia aplicada, las respuestas son más o menos directas, con toda la complejidad que entrañan. Pensemos en la complejidad creciente que comporta una misma decisión, como la aplicación de un riego, cuando se plantea a escala de vivero, de campo, o se incorporan en el proceso de toma de decisiones los condicionantes económicos o éticos de la irrigación a gran escala. En el dominio de la ciencia post-normal (Colloff *et al.*, 2017), que caracteriza a sistemas complejos como los socioecológicos, con diversas partes implicadas y un elevado nivel de incertidumbre, las decisiones atañen a diversos grupos de interés, cada uno con su perspectiva propia.

En estas condiciones, la participación social en la planificación de la restauración se hace imprescindible. Sólo en base a las aportaciones de todos los grupos se puede determinar el valor de una determinada acción de restauración, el nivel de prioridad de un proyecto respecto a otros y, finalmente, integrar los proyectos de restauración en un contexto más amplio de la gestión del territorio y aun de la gestión del conjunto de recursos públicos y privados. La creciente colaboración entre investigadores de las ciencias sociales y naturales ha permitido desarrollar metodologías de participación social operativas que integran evidencias empíricas basadas en múltiples indicadores socioecológicos y las opiniones de los diferentes colectivos, con el objetivo de alcanzar soluciones con el mayor nivel de consenso e involucrar a la sociedad en la gestión y la restauración de su territorio (Derak *et al.*, 2017).

4. Técnicas de restauración

Para iniciar la restauración de zonas semiáridas, puede ser suficiente la reducción de la presión antrópica como, por ejemplo, la presión ganadera (Aidoud, Slimani y Rozé, 2011). Esto es patente en muchos campos y pastos abandonados en España (Lasanta *et al.*, 2021). Sin embargo, la recuperación a través de la llamada restauración pasiva no siempre se produce, por haberse cruzado uno o varios umbrales de degradación, o se produce con demasiada lentitud para nuestros intereses o para la propia persistencia del sistema. Se denomina umbrales a los niveles de una variable (por ejemplo, presión de pastoreo, erosión, frecuencia de incendios, etc.) que provocan cambios severos, no lineales, de las propiedades de un sistema. La erradicación de especies clave, la reducción de la cubierta vegetal, la modificación de su distribución espacial o la decapitación del suelo supondrían umbrales de este tipo (Thornes, 1987; Berdugo *et al.*, 2020). Se ha propuesto la existencia de un gradiente de umbrales, desde los más fácilmente reversibles, de carácter biótico, hasta los virtualmente irreversibles, resultado del deterioro de las condiciones abióticas en sistemas muy degradados (Whisenant, 1999). Este marco se ajusta, en muchos casos, a la experiencia empírica (Cortina *et al.*, 2009). La existencia de umbrales es muy relevante desde la perspectiva de la restauración, ya que señalarían cambios que superarían la resiliencia del ecosistema y, por tanto, en los que la restauración pasiva sería improbable. En estos casos, estaría justificada la restauración activa, si queremos acelerar la recuperación del sistema, o el abandono, si el umbral resulta insalvable en términos ecológicos, técnicos o socioeconómicos.



➤ **Figura V.** El desarrollo y aplicación de nuevas tecnologías permitirá mejorar el éxito de la restauración en estos ambientes tan exigentes. Los colores de esta imagen, elaborada a partir de un modelo digital del terreno de alta precisión obtenido mediante dron, definen las microcuencas que drenan en cada uno de los brinzales plantados en esta cantera en desuso en Rincón de Ademuz (Valencia). Se pueden identificar los hoyos de plantación distribuidos de forma regular y los tubos que protegen a cada brinjal. **Autor:** David Fuentes, Ecodrone Works.

Más allá de reducir la presión antrópica, la restauración de medios áridos puede iniciarse (o, al menos, verse favorecida) por una gestión adecuada de la geomorfología que permita la conservación de los recursos locales, especialmente el agua y el suelo (Tongway, Cortina y Maestre, 2004). Las técnicas para conseguirlo son muy variadas. Dependiendo de la escala, pueden ir desde la generación de obstáculos al flujo de escorrentía superficial en una ladera (mediante fajinas, surcos, microcuencas, etc.) hasta la concentración de aquella en la parte baja de una cuenca (Bainbridge, 2012; FAO, 2015). La base de datos WOCAT (www.wocat.net) supone un recurso muy útil para introducirse en estas técnicas.

Los esfuerzos para restaurar zonas áridas se han centrado, tradicionalmente, en la recuperación de una cubierta vegetal leñosa. Por ejemplo, los éxitos conseguidos en proyectos de restauración como el de Sierra Espuña (Murcia) estimularon, durante la segunda mitad del siglo XX, la reforestación con *Pinus*, especialmente *Pinus halepensis*, una de las pocas especies forestales nativas capaces de establecerse en zonas semiáridas. El resultado dispar de estas prácticas, además de otros factores, como el patrón espacial de la propiedad de la tierra, ha generado el paisaje en mosaico que caracteriza muchas zonas semiáridas seminaturales de la península. Por otra parte, la preocupación creciente sobre la capacidad de esta especie de resistir la aridificación y sobre la necesidad de integrar otras especies e interacciones ecológicas, estimuló el interés por diversificar las repoblaciones, incluyendo arbustos como coscoja, lentisco, espino negro, acebuche, etc. El conocimiento ecológico y técnico para la gestión de estas especies se ha desarrollado con celeridad, permitiendo el uso rutinario de las mismas, con planta de buena calidad y preparaciones del terreno efectivas que alteran poco el funcionamiento de las laderas y de la comunidad vegetal presente en zonas áridas degradadas (Cortina *et al.*, 2009; Cortina *et al.*, 2011). En este contexto, el desafío consiste en definir la mínima intervención que facilite el establecimiento de las especies diana y facilite, o al menos no entorpezca, la sucesión natural. Con frecuencia, el afán por acelerar el establecimiento de especies introducidas puede llevar a modificar el flujo de recursos, comprometiendo la dinámica de la comunidad y retrasando la sucesión, o dirigiéndola hacia trayectorias no deseadas. Por ejemplo, las modificaciones agresivas de la geomorfología, con el fin de concentrar la escorrentía en los brinzales introducidos, han facilitado procesos de erosión o han detenido la sucesión, al exponer un suelo de escasa fertilidad y un banco de semillas depauperado (Castillo, Martínez-Mena, y Albaladejo, 1997; Maestre y Cortina, 2004). El uso de enmiendas orgánicas con el mismo objetivo puede facilitar la entrada de especies nitrófilas o provocar cambios en la comunidad microbiana del suelo, cuyas consecuencias aún no conocemos adecuadamente (Jorba-Peiró y Vallejo, 2008; Rodríguez-Berbel *et al.*, 2021).

Un conocimiento más profundo de la relación estructura-función de paisajes semiáridos ha puesto de manifiesto la necesidad de integrar las diferentes escalas de heterogeneidad espacial en las intervenciones. A escala de territorio, se hace imprescindible una zonificación que tenga en cuenta los contrastes edáfico-climáticos, especialmente marcados en zonas semiáridas (particularmente los relativos a profundidad y pedregosidad del suelo, y exposición a la radiación directa). Probablemente estos factores son igualmente importantes a escala de ladera, aunque nuestra comprensión de los procesos a esta escala y la dificultad para integrarlos de forma operativa en la gestión limita nuestra capacidad para elaborar recomendaciones al respecto. A esta escala, reconocer la discontinuidad de la cubierta vegetal



➤ **Figura VI.** La producción controlada de semillas de especies herbáceas es una herramienta esencial para garantizar la procedencia de los genotipos usados en restauración. **Autores:** Cándido Gálvez y Semillas Silvestres.

en zonas áridas se ha traducido en diferentes propuestas para reducir la densidad de plantación y recrear un patrón espacial original o particularmente efectivo en la retención de recursos o la sucesión ecológica (Bautista y Mayor, 2021). Por ejemplo, las interacciones entre especies leñosas de gran porte en medios semiáridos y el resto de flora y fauna sugieren que la introducción de especies formadoras de parches leñosos puede tener un efecto en cadena sobre otros componentes de la comunidad, actuando como especies clave (Amat, Cortina y Zubcoff, 2015). La distribución espacial de la vegetación cobra especial importancia en paisajes agrícolas intensivos, donde el desafío consiste en transformar una matriz agrícola con retazos de espacios seminaturales en una matriz natural que englobe espacios agrícolas, a través de la transformación de espacios clave y la creación y diversificación de setos (Sánchez-Balibrea *et al.*, 2020).

La introducción de especies leñosas en medios semiáridos se ha llevado a cabo mayoritariamente mediante la plantación de brinzales previamente cultivados en vivero (Cuenca, Melero y Cortina, 2016; Nunes *et al.*, 2016), aunque hay que tener en cuenta que esto no era así hace cien años, cuando la siembra directa era la práctica predominante (Peñuelas-Rubira, 2017). La principal razón que explica la adopción generalizada de esta práctica, considerando el posible sobrecoste que representa, es evitar la elevada mortalidad asociada a las fases de dispersión, germinación y enraizamiento de las plantas. Pero hay otras razones, como la dificultad técnica, el coste y el impacto ecológico que puede tener la recolección masiva de semillas de una especie, necesaria cuando las perspectivas de supervivencia son bajas, o incluso razones socioculturales. La depredación de semillas, la recalitrancia de las de algunas especies y las reducidas ventanas de reclutamiento en medios



➤ **Figura VII.** Las costras biológicas con frecuencia comparten los paisajes semiáridos y áridos con las plantas vasculares y tienen un papel clave en su funcionamiento. En este suelo de Orxeta (Alicante), el suelo que aún no ha sido erosionado, de color más oscuro por la presencia de una costra biológica diversa, contrasta con el suelo erosionado donde la costra de cianobacterias es incipiente (manchas oscuras dispersas).
Autor: Jordi Cortina.

semiáridos han provocado fracasos notables de la siembra directa de especies leñosas que, por su naturaleza, no siempre están recogidos en la literatura científica (Shackelford *et al.*, 2021). No obstante, la discusión sobre las posibles malformaciones que el cultivo en vivero podría generar en los brinzales, especialmente en la morfología radicular, las mejoras técnicas en la preparación y dispersión de semillas, el menor coste de la siembra directa y la posibilidad de acceder a espacios remotos están promoviendo mejoras en este tipo de prácticas (Pedrini *et al.*, 2020; Mohan *et al.*, 2021). Respecto a la estrategia radicular de las especies leñosas, de qué manera se puede ver afectada por el cultivo en vivero y hasta qué punto las especies pueden reconducir su estrategia tras la plantación, las lagunas de conocimiento son notables. El tema es particularmente relevante en zonas en las que los suelos son esqueléticos y los 20-30 cm superficiales se desecan durante la canícula estival (Cortina-Segarra, Tormo y Derak, 2022).

Una estrategia intermedia entre la siembra directa y la plantación de brinzales es la pregerminación de semillas, que son transferidas al campo inmediatamente después de la aparición de la radícula (Vilagrosa *et al.*, 1997). Esta práctica tiene algunas ventajas, como evitar la elevada mortalidad previa a la germinación, respetar la conformación original del sistema radicular, reducir el periodo de cultivo en vivero (y los costes y uso de recursos asociados), y equilibrar la oferta y la demanda. En medios semiáridos, una parte significativa de la producción viverística no puede ser utilizada, porque las obras finalmente no responden a las previsiones, o porque las condiciones climáticas del periodo de plantación (normalmente de otoño a invierno, cuando el suelo tiene tempero, hasta que la estación seca esté demasiado cerca para que las plantas puedan desarrollar un sistema radicular profundo) no la recomiendan. Esto supone un desperdicio de recursos y genera frustración y desconfianza. La mejora de las técnicas de conservación y germinación de semillas y de las técnicas de pregerminación, antes mencionadas, permitiría preparar la planta bajo demanda. Se debe tener en cuenta, sin embargo, que la pregerminación, como la inoculación con hongos micorrízicos y otras técnicas avanzadas de cultivo en vivero, son prácticas que por condicionantes técnicos y económicos pueden no estar al alcance de todos los viveros y que representan un coste extra a tener en cuenta en un producto que tiene márgenes muy reducidos de beneficio.

Una vía alternativa a la siembra y plantación consiste en promover los procesos de dispersión de semillas. Esto se puede hacer mediante la creación de núcleos de dispersión, como se ha mencionado antes, simulando su función a través de la creación de reposaderos para aves o facilitando la dispersión por medio de herbívoros (Traba, Levassor y Peco, 2003; Castillo-Escrivà *et al.*, 2019). Aunque las dos últimas opciones puedan resultar prometedoras desde un punto de vista ecológico, como en otros casos es muy importante tener en cuenta distintos condicionantes técnicos, económicos, logísticos y culturales a la hora de aplicar estas técnicas a escala de gestión. Por ejemplo, los reposaderos artificiales en espartales son capaces de atraer a aves dispersoras de arbustos creadores de parches y aumentar la lluvia de semillas; sin embargo, la incertidumbre de la germinación y, especialmente, los costes asociados a la creación de los reposaderos, además de otras cuestiones

como la reducida distancia máxima de dispersión y la lenta tasa de progresión espacial, dificultan la aplicación de esta técnica (Castillo-Escrivà *et al.*, 2019).

En contraste con la siembra de especies leñosas, la siembra de herbáceas es mucho más popular. El objetivo de recuperar comunidades dominadas por especies herbáceas puede radicar en la misma recuperación de este tipo de hábitats, muchos de los cuales son prioritarios. Además, la siembra de herbáceas puede tener otros objetivos ligados a determinadas funciones, como la creación de hábitats para los polinizadores y otros organismos, la protección del suelo, el control de las pérdidas hídricas por evapotranspiración o el atractivo estético. Un excelente ejemplo de la potencialidad de estas técnicas es la creación de cubiertas verdes, cada vez más popular bajo cultivos leñosos, mediante el uso de especies nativas (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2020). Las mejoras en la producción, recolección y siembra de especies herbáceas nativas deberían formar parte de un círculo virtuoso de oferta-demanda que, apoyado por las pertinentes medidas administrativas, estimule el crecimiento de un sector comercial especializado con fuerte implicación en el desarrollo local.

La normativa vigente no facilita el uso de especies y genotipos nativos de herbáceas (Gálvez, Iriondo y Cortina, 2018). El problema atañe también, en cierta forma, a las especies leñosas (Thomas *et al.*, 2014). Aunque la normativa sobre calidad cabal y comercial del material vegetal de reproducción de las especies leñosas más utilizadas en restauración (no todas) hace hincapié en las regiones de procedencia, el análisis de la adecuación de los diferentes genotipos de especies leñosas y herbáceas a las futuras condiciones climáticas y la integración de la diversidad genética intraespecífica debería ser una prioridad de las obras de restauración y una prioridad en los programas de investigación aplicada.

Otra técnica prometedoras para la restauración de medios semiáridos degradados es la siembra de especies formadoras de costras biológicas o biocostras (Antoninka *et al.*, 2020). Estas complejas comunidades de musgos, algas, cianobacterias y líquenes desarrollan diversas funciones en los espacios semiáridos con escasa cobertura de plantas vasculares, incluyendo la protección del suelo, la fijación de nitrógeno y aumento de la fertilidad del suelo, etc. Estas funciones son, sin embargo, complejas, dependiendo de la morfología de la costra, de la composición de la comunidad de organismos que la componen, del tipo de suelo o de las interacciones con plantas vasculares, factores que interactúan entre ellos. Por otra parte, el establecimiento de biocostras a escala de gestión no es sencillo (Román *et al.*, 2020). Nuestros conocimientos en este campo deberían aumentar de cara a incorporar las costras biológicas en la restauración de medios semiáridos.

La aridificación creciente puede tener un efecto drástico sobre la distribución de especies vegetales (Bakkenes *et al.*, 2002; Silvério *et al.*, 2020). Los casos de mortalidad masiva, como los de *Pinus halepensis* en el sur de Alicante y Murcia a partir de la sequía extrema de 2014, es probable que se repitan con creciente frecuencia. Más allá del cambio en las comunidades vegetales que ello supone, existe la posibilidad de gestionar estas poblaciones para hacerlas menos vulnerables a los extremos

climáticos, por ejemplo, mediante la reducción de su densidad o la introducción de especies más resistentes a la aridez que puedan tomar el relevo (Olivar *et al.*, 2014, Morcillo *et al.*, 2022). Para aumentar la efectividad de estas prácticas, se puede comenzar por identificar las comunidades más vulnerables, delimitar los espacios en los que su persistencia bajo diferentes escenarios de cambio climático es más probable e incidir sobre ellas para aumentar la probabilidad de supervivencia.

5. Un nuevo e incierto marco socioecológico

Las zonas semiáridas constituyen unos paisajes fascinantes desde el punto de vista ecológico, por la diversidad de organismos que las habitan y por sus variadas e imaginativas estrategias para superar condiciones ambientales desfavorables, que a menudo implican abigarradas interacciones bióticas. Son, además, un magnífico ejemplo de interacción a largo plazo, y a gran escala entre la sociedad y la naturaleza, de sistema socioecológico en toda su complejidad. Sin embargo, en una fase más de su larga historia, las zonas semiáridas se encuentran en una encrucijada. En términos generales, la reducción de la presión humana en las zonas semiáridas de España y de otros países del sur de Europa está permitiendo su recuperación. Una recuperación acotada por la historia de uso, por la resiliencia de los sistemas degradados y por el cambio climático. Por otro lado, la progresiva aridificación obliga a anticipar la respuesta de las futuras zonas semiáridas y gestionar su transición para minimizar el impacto sobre la biodiversidad, el funcionamiento y la provisión de servicios ecosistémicos. Estas situaciones demandan estrategias de gestión y restauración adaptativa ambiciosas, basadas en evidencias científicas, que hagan uso del mejor conocimiento disponible sobre el cambio climático y sus efectos, e integren la enorme diversidad de componentes, interacciones y perspectivas de los sistemas socioecológicos. El nivel de incertidumbre es elevado, como lo es el impacto de las decisiones, por lo que es urgente desarrollar mecanismos de colaboración entre investigadores, técnicos y legisladores para desarrollar una estrategia de restauración de zonas semiáridas efectiva, que contribuya a revertir la desertificación.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades del Gobierno de España, y la UE a través de Fondos de Desarrollo Regional (FEDER; proyecto COSTERA, RTI2018-095954-B-I00) y Generalitat Valenciana, Conselleria d'Innovació, Universitats, Ciència i Societat Digital (Proyecto R2D, CIPROM/2021/001).

Casos prácticos recomendados

[86 SIERRA ESPUÑA](#)

[64 MUELA DE CORTÉS](#)



➤ **Figura VIII.** La sequía intensa de 2014 provocó la muerte de *Pinus halepensis* en centenares de hectáreas de las provincias de Alicante y Murcia (en la imagen, Sierra de Orihuela, Alicante). Esta no fue la única especie afectada por esta sequía extrema cuya frecuencia incrementará en los próximos años. Estos pinares están siendo sustituidos de forma natural y asistida por matorrales xerofíticos, de alto valor ecológico, mejor adaptados a la aridificación. **Autor:** Jordi Cortina.

Bibliografía

- Aidoud, A., Slimani, H. y Rozé, F. (2011) La surveillance à long terme des écosystèmes arides méditerranéens : quels enseignements pour la restauration ? Cas d'une steppe d'Alfa (*Stipa tenacissima* L.) en Algérie, *Ecologia Mediterranea*, 37(2), pp. 17-32.
- Amat, B., Cortina, J. y Zubcoff, J.J. (2015) Community attributes determine facilitation potential in a semi-arid steppe. Perspectives in Plant Ecology, *Evolution and Systematics*, 17(1), pp. 24-33.
- Antoninka, A. *et al.* (2020) Biological soil crusts in ecological restoration: emerging research and perspectives, *Restoration Ecology*, 28, pp. S3-S8.
- Badal-García, E. *et al.* (2017) Neolithic human societies and woodlands in the North-Western Mediterranean region: wood and charcoal analysis. En: *Times of Neolithic Transition along the Western Mediterranean*. Cham: Springer, pp. 135-169.
- Bainbridge, D.A. (2012) *A guide for desert and dryland restoration: new hope for arid lands*. Washington D.C.: Island Press.
- Bakkenes, M. *et al.* (2002) Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050, *Global Change Biology*, 8(4), pp. 390-407.
- Barbosa, A. *et al.* (2019) Cost-effective restoration and conservation planning in Green and Blue Infrastructure designs. A case study on the Intercontinental Biosphere Reserve of the Mediterranean: Andalusia (Spain)-Morocco, *Science of the Total Environment*, 652, pp. 1463-1473.
- Bautista, S. y Mayor, Á.G. (2021) El papel de la (des)conectividad ecohidrológica en el funcionamiento y el manejo de las zonas áridas, *Ecosistemas*, 30(3), pp. 2265-2265.
- Berdugo, M. *et al.* (2020) Global ecosystem thresholds driven by aridity, *Science*, 367(6479), pp. 787-790.
- Carrión, J.S. *et al.* (2018) Ancient Forests in European drylands: Holocene palaeoecological record of Mazarrón, south-eastern Spain, *Proceedings of the Geologists' Association*, 129(4), pp. 512-525.
- Castillo, V.M., Martínez-Mena, M., y Albaladejo, J. (1997) Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment, *Soil Science Society of America Journal*, 61(4), pp. 1116-1121.
- Castillo-Escrivà, A. *et al.* (2019) The use of branch piles to assist in the restoration of degraded semiarid steppes, *Restoration Ecology*, 27(1), pp. 102-108.
- Chirino, E. *et al.* (2009) Ecological restoration in degraded drylands: the need to improve the seedling quality and site conditions in the field, *Forest Management*, pp. 85-158.
- Colloff, M.J. *et al.* (2017) Transforming conservation science and practice for a postnormal world, *Conservation Biology*, 31(5), pp. 1008-1017.
- Cortina, J. *et al.* (2006) Ecosystem structure, function, and restoration success: are they related? *Journal for Nature Conservation*, 14(3-4), pp. 152-160.
- Cortina, J. *et al.* Eds. (2009) *Land Restoration to Combat Desertification, Innovative Approaches, Quality Control and Project Evaluation*. Valencia: Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo-CEAM.
- Cortina, J. *et al.* (2011) The restoration of plant cover in the semi-arid Iberian southeast, *Journal of Arid Environments*, 75, pp. 1377-1384.
- Cortina-Segarra, J., Tormo, J. y Derak, M. (2022) La restauración ecológica de espartales en el sureste. Revista de Estudios Almerienses REAL, *Monográfico El Esparto en el Sureste Peninsular*. Almería: Instituto de Estudios Almerienses, Diputación de Almería, pp. 148-170.
- Cuenca, C., Melero, M. y Cortina, J. (2016) Análisis de las políticas de restauración forestal en España (1983-2013), *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 42, pp. 61-74.
- Derak; M. *et al.* (2017) A proposed framework for participatory forest restoration in semiarid areas of North Africa, *Restoration Ecology*, 26, pp. 18-25.
- FAO (2015) Global guidelines for the restoration of degraded forests and landscapes in drylands: building resilience and benefiting livelihoods: En: Berrahmouni, N., Regato, P. y Parfondry, M. *Forestry Paper, n.º 175*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Gálvez, C., Iriondo, J.M. y Cortina, J. (2018) Hacia una estrategia española de producción, certificación y uso de semillas de plantas herbáceas autóctonas, *Conservación Vegetal*, 22, pp. 23-24.
- Gann, G.D. *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration, *Restoration Ecology*, 27(S1), pp. S1-S46.
- Gregg, E.J. *et al.* (2020) Cascading social-ecological costs and benefits triggered by a recovering keystone predator, *Science*, 368(6496), pp. 1243-1247.
- Jiménez-Alfaro, B. *et al.* (2020) Native plants for greening Mediterranean agroecosystems, *Nature Plants*, 6(3), pp. 209-214.
- Jorba-Peiró, M. y Vallejo, V.R. (2008) La restauración ecológica de canteras: un caso con aplicación de enmiendas orgánicas y riegos, *Ecosistemas*, 17(3), pp. 119-132.
- Lasanta, T. *et al.* (2021) A review of abandoned lands in Spain: from local landscapes to global management strategies, *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 47(2), pp. 477-521.
- Lu, Z. *et al.* (2021) Impacts of large-scale Sahara solar farms on global climate and vegetation cover, *Geophysical Research Letters*, 48(2), e2020GL090789.
- Maestre, F.T. y Cortina, J. (2004) Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest ecology and management*, 198(1-3), pp. 303-317.
- Martínez-Valderrama, J. *et al.* (2016) Present and future of desertification in Spain: Implementation of a surveillance system to prevent land degradation, *Science of the Total Environment*, 563-564, pp. 169-178.
- MITECO (2022) Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación en España. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/images/es/enId_20220425_borrador_ip_tcm30-539659.pdf
- Mohan, M. (2021) UAV-supported forest regeneration: current trends, challenges and implications, *Remote Sensing*, 13, 2596.
- Morcillo, L. *et al.* (2022) Moderate pine cover maximizes 10-year survival and growth in late-successional species of contrasting functional strategies, *Forest Ecology and Management*, 509, 120098.
- Nunes, A. *et al.* (2016) Ecological restoration across the Mediterranean Basin as viewed by practitioners, *Science of the Total Environment*, 566, pp. 722-732.
- Olivar, J. *et al.* (2014) Thinning has a positive effect on growth dynamics and growth-climate relationships in Aleppo pine (*Pinus halepensis*) trees of different crown classes, *Annals of Forest Science*, 71(3), pp. 395-404.
- Pedrini, S. *et al.* (2020) Seed enhancement: getting seeds restoration-ready, *Restoration Ecology*, 28, pp. S266-S275.
- Peña, R. (2007) Photovoltaics in Spanish Deserts: Evaluation of the Technology Potential and Costs, *Renewable Energy and Power Quality Journal*, 1(5), pp. 317-322.

- Peñuelas Rubira, J.L. (2017) La evolución de la técnica de producción de la planta forestal. Capítulo 9. En: García, J.P. et al. Eds. *La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión*. Madrid: Gobierno de España, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- Raji, S.A., Odunuga, S., y Fasona, M. (2021) Quantifying ecosystem service interactions to support environmental restoration in a tropical semi-arid basin, *Acta Geophysica*, 69(5), pp. 1813-1841.
- Reynolds, J.F. et al. (2007) Global desertification: building a science for dryland development, *Science*, 316(5826), pp. 847-851.
- Rodríguez-Berbel, N. et al. (2021) Quarry restoration treatments from recycled waste modify the physicochemical soil properties, composition and activity of bacterial communities and priming effect in semi-arid areas, *Science of The Total Environment*, 774, 145693.
- Román, J.R. et al. (2020) Assessing the viability of cyanobacteria pellets for application in arid land restoration, *Journal of Environmental Management*, 270, 110795.
- Roman, L.A. et al. (2021) Beyond 'trees are good': Disservices, management costs, and tradeoffs in urban forestry, *Ambio*, 50(3), pp. 615-630.
- Shackelford, N. et al. (2021) Drivers of seedling establishment success in dryland restoration efforts. *Nature Ecology & Evolution*, 5(9), pp. 1283-1290.
- Sánchez-Balibrea, J.M. et al. (2020) *Manejo de setos y otras estructuras vegetales lineales para una agricultura sostenible*. Murcia: Asociación Paisaje y Agricultura Sostenible. GO Setos.
- Silva, E. et al. (2021) Planificación participativa de la restauración ecológica en un paisaje semiárido altamente antropizado, *Ecosistemas*, 30(3), pp. 2266-2266.
- Silvério, E. et al. (2020) Resilience or vulnerability of the rear-edge distributions of pinus halepensis and pinus pinaster plantations versus that of natural populations, under climate-change scenarios, *Forest Science*, 66(2), pp. 178-190.
- Thomas, E. et al. (2014) Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species, *Forest Ecology and Management*, 333, pp. 66-75.
- Thornes, J. (1987) Erosional equilibria under grazing. En: Bratloff, J., Davidson, D. y Grant, F. Eds. *Conceptual Issues in Environmental Archaeology*. New York: Elsevier, pp. 193-210.
- Tongway, D.J., Cortina, J. y Maestre, F.T. (2004) Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos, *Ecosistemas*, 13(1). Disponible en: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/218>
- Traba, J., Levassor, C. y Peco, B. (2003) Restoration of species richness in abandoned Mediterranean grasslands: seeds in cattle dung, *Restoration Ecology*, 11(3), pp. 378-384.
- Turkelboom, F. et al. (2018) When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning, *Ecosystem Services*, 29, pp. 566-578.
- Vilagrosa, A. et al. (1997) Una nueva técnica viverística para la introducción de plantones de Quercus sp. en clima seco y semiárido. En: Vega, G. y Almeida, M.H. Eds. *Montes del futuro: respuestas ante un mundo en cambio*. Pamplona: SECF.
- Whisenant, S. (1999) *Repairing damaged wildlands: a process-orientated, landscape-scale approach*. Cambridge: Cambridge University Press.
- White, R.P., Tunstall, D. y Henninger, N. (2022) *An ecosystem approach to drylands: Building Support for New Development Policies*. Washington D.C.: World Resources Institute, Information Policy Brief n.º 1.



16. Bloque temático

Restauración ecológica de sustratos singulares (yesos, dolomías y serpentinas)

> *Autor:* Juan Lorite.

Juan Lorite Moreno¹, Emilia Fernández-Ondoño², Noelia Jiménez-Morales¹, Eva Cañadas Sánchez¹

¹Departamento de Botánica, Universidad de Granada.

²Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada.

1. Introducción

La composición especial de algunos sustratos geológicos y, por tanto, de los suelos desarrollados sobre ellos tiene efectos drásticos sobre las plantas. Es fundamental entender que el suelo es un componente clave de los ecosistemas, y mucho más que un mero soporte. Es el resultado de distintos agentes ambientales como el clima (incluyendo los efectos del agua y la temperatura) y los macro y microorganismos, condicionados por el relieve y que actúan todos ellos sobre el material parental durante un periodo de tiempo determinado (USDA, 1999), dando lugar a un sistema complejo, rico en organismos e interrelacionado.

1.1. Sustratos singulares: definición y tipos

Los suelos formados a partir de sustratos con una composición especial a menudo imponen unas duras condiciones físicas y/o químicas para los organismos que se desarrollan sobre ellos, especialmente las plantas. Los hemos agrupado bajo la definición de sustratos singulares y requerirán de un proceso de restauración específico en cuanto a objetivos, planificación, selección de especies, técnicas, etc., y distinto de los que no presentan estas limitaciones para el desarrollo vegetal.

En general, estos materiales imponen una serie de restricciones que podríamos resumir de la siguiente forma: el proceso de formación de suelos es difícil y, por tanto, estos suelen ser poco profundos, con pocos nutrientes (bajos niveles NPK) y tienen una baja capacidad de retención de agua, que impone una xericidad extrema, mientras que la composición de la roca hace que tengan exceso de elementos, como metales pesados u otros compuestos, que causan toxicidad o desequilibrios en la absorción de nutrientes (exceso o defecto de algunos elementos).

En España, estos sustratos singulares serían serpentinas, dolomías y yesos, fundamentalmente. Los yesos tienen una amplia distribución en la península ibérica, coincidiendo con zonas áridas y semiáridas del valle del Ebro, centro de España y sureste, con una superficie estimada de hasta el 7 % de la España peninsular (Mota, Sánchez-Gómez y Guirado, 2011), mientras que serpentinas y dolomías tienen una distribución más restringida, apareciendo sobre todo en las Sierras Béticas (Vera, 1994).



➤ **Figura 1.** Aspecto del matorral sobre serpentinas con árboles dispersos de pino resinero (*Pinus pinaster*) en Sierra Bermeja (Málaga). **Autor:** Andrés V. Pérez-Latorre.

1.2. Serpentin/peridotitas

La serpentina está formada fundamentalmente por la alteración (por hidratación) de los minerales olivino y piroxeno. Se encuentran principalmente en las sierras Béticas (sur de España), con una extensión de unos 300 km² (Rufo *et al.*, 2004), aunque también aparecen afloramientos en Galicia (A Coruña) y Pirineos (Girona).

Los suelos sobre serpentininas son muy estresantes para el crecimiento de las plantas. Presentan capacidad de retención de agua muy baja por su textura arenosa, con abundantes gravas y afloramientos rocosos, presentando como consecuencia una evolución del suelo escasa. Además, hay una ratio Ca/Mg muy baja, lo que causa deficiencia de calcio y exceso de magnesio, junto a unos altos niveles de metales pesados (Ni, Cr, Co, Cu, Hg o Fe), la mayoría tóxicos para las plantas en las concentraciones presentes en estos suelos (Brady, Kruckeberg y Bradshaw, 2005). A menudo, también son suelos deficientes en nutrientes esenciales como nitrógeno, potasio y fósforo. Aunque todos estos factores son importantes, la mayoría de los autores coinciden en que los aspectos químicos son los más determinantes (Harrison y Rajakaruna, 2011).

1.3. Dolomías

La dolomita es una roca rica en magnesio (Jones, 1951), aunque su origen es radicalmente diferente al de la serpentina y está más relacionado con la caliza. Sin embargo, las calizas son principalmente carbonato de calcio, mientras que en las dolomías una buena parte del Ca²⁺ ha sido sustituido por Mg²⁺. La transición de las calizas a las dolomías (y sus versiones metamórficas o mármoles) no es del todo evidente y la cartografía geológica no ha prestado demasiada atención a esta cuestión. Como resultado, las diferentes categorías se agrupan con frecuencia en la misma unidad (*e. g.*, IGME, 1972), por lo que es difícil asignar una extensión a estos afloramientos, así como detectarlos y delimitarlos de cara a actuaciones, como, por ejemplo, proyectos de restauración.

Los suelos desarrollados sobre dolomías tienen texturas arenosas, escaso desarrollo, poca materia orgánica y, por tanto, colores claros derivados del material parental. En ocasiones, si están situados en zonas en pendiente, son inestables y originan paisajes caracterizados por frecuentes movimientos erosivos de ladera. La textura arenosa y el bajo contenido en materia orgánica condicionan, además, una baja capacidad de retención de agua, y todo ello ha provocado adaptaciones especiales para las plantas que viven sobre estos suelos (Mota *et al.*, 2008). Como ocurría con los suelos derivados de serpentininas, se ha descrito también un balance desequilibrado en la relación Ca/Mg de estos suelos, que podría causar toxicidad por acumulación de magnesio, aunque no una deficiencia de calcio (Mota *et al.*, 2008).

1.4. Yesos

El yeso es uno de los minerales más comunes de las rocas sedimentarias. Este mineral puede formar rocas monominerales que reciben el mismo nombre de yeso. Está compuesto por sulfato cálcico di-hidratado (CaSO₄·2H₂O). El yeso se forma por precipitación química a partir de fluidos o masas de agua, como las de un lago o de un mar, con un alto contenido en sales. A partir de la génesis del yeso y de sus transformaciones, se pueden formar distintos tipos de yeso, unos serán primarios o evaporíticos formados en las cuencas y que no han sufrido ningún tipo de transformación, y otros los llamados secundarios, que procederán de fases cristalinas de anhidrita transformadas durante la diagénesis (para ampliar información, véase Mota, Sánchez-Gómez y Guirado, 2011).

Los suelos formados en sustratos con yeso son frecuentes en regiones áridas y semiáridas (Escudero *et al.*, 2015). Los gypsisoles, suelos típicos de yesos, se caracterizan por tener altas concentraciones de este mineral (mayores del 15 %, superando en algunos casos el 75 %; Escudero, 2009), así como la presencia de un horizonte gipsico donde se acumula el yeso (IUSS Working Group WRB, 2015). La mayor parte del yeso en los suelos procede de rocas evaporíticas con yeso y/o anhidrita del Triásico, Jurásico o Cretácico y, predominantemente, de depósitos de yeso del Mioceno, los cuales aparecen normalmente intercalados con margas o arcillas.

El yeso aporta al suelo propiedades físicas y químicas que limitan el desarrollo de la vegetación (Meyer, 1986). En regiones áridas con veranos calurosos y secos, el yeso (CaSO₄·2H₂O) se deshidrata y se transforma en hemihidrato o bassanita (CaSO₄·0.5H₂O), y este se convierte de nuevo en yeso durante los inviernos húmedos. Esto hace que tenga ciclos de compactación-descompactación, con cambios de volumen significativos y con la formación de una importante costra física en superficie durante la época seca (Verheye y Boyadgiev, 1997). El yeso tiene un importante contenido en sulfato, por lo que algunos autores han sugerido un efecto tóxico potencial del S a altas concentraciones (Ruiz *et al.*, 2003). También la composición del yeso impone un alto contenido de Ca y una ratio Ca/Mg elevada, que es responsable, en parte, de la inmovilización de algunos micronutrientes como Mn y Zn, y especialmente de macronutrientes como el P (Escudero *et al.*, 2015). Como resultado de todos estos factores, los suelos tienen una baja fertilidad en los horizontes superiores con ratios C/N muy bajos y un contenido en N y P también muy bajos (Gil de Carrasco y Ramos, 2011).



Figura II. Aspecto abierto y ralo del matorral sobre dolomías. Pico de la Carne, orla calizo-dolomítica de Sierra Nevada (Granada). Autor: Juan Lorite.



Figura III. Aspecto de un matorral gipsícola. Rambla del Espartal, Hoya de Baza (Granada). Autora: Eva Cañadas.

	Yesos	Serpentinas	Dolomías
Limitaciones físicas	<ul style="list-style-type: none"> • Compactación superficial (periodos secos) • Baja capacidad de retención de agua y de infiltración • Elevada reflexión de los rayos solares (color blanquecino) 	<ul style="list-style-type: none"> • Textura gruesa (gravas y arenas) • Suelos poco profundos y baja capacidad de retención de agua 	<ul style="list-style-type: none"> • Textura gruesa (gravas y arenas) • Suelos poco profundos y baja capacidad de retención de agua • Elevada reflexión de los rayos solares (color blanco) • Inestabilidad en laderas (erosión)
Limitaciones químicas	<ul style="list-style-type: none"> • Deficiencia micro- y macronutrientes • Alto contenido en Ca • Ratio Ca/Mg alto • Exceso de azufre* 	<ul style="list-style-type: none"> • Deficiencia de micro- y macronutrientes • Exceso de Mg • Antagonismo Ca:Mg • Deficiencia en Ca • Abundancia de metales pesados (Ni, Cu, Mn, Co) 	<ul style="list-style-type: none"> • Deficiencia de micro- y macronutrientes • Exceso de Mg • Antagonismo Ca:Mg • Deficiencia en Ca*

Tabla I. Resumen de las principales limitaciones físicas y químicas para las plantas, impuestas por los suelos singulares desarrollados sobre yesos, dolomías y serpentinas/peridotitas (véase el texto para una explicación más detallada).

*Limitaciones que no están suficientemente estudiadas/establecidas.

1.5. Adaptaciones de las plantas a los sustratos singulares

Para hacer frente a los notables desequilibrios que causan estos sustratos singulares en la concentración de distintos elementos presentes en los suelos, las plantas pueden seguir distintas estrategias nutricionales (Mota, Sánchez-Gómez y Guirado, 2008, 2011; Harrison y Rajakaruna, 2011): i) acumular el exceso en forma de cristales u otras estructuras; ii) excluir los elementos mediante una absorción selectiva; iii) metabolizarlos mediante algún mecanismo; o iv) excretarlos mediante glándulas epidérmicas, desprendiéndose de algunas hojas, o incluso eliminando partes del tallo.

Estos sustratos imponen a las especies unos síndromes adaptativos característicos que tienen algunos patrones comunes como sistemas radiculares muy desarrollados, plantas predominantemente perennes, hojas pequeñas, bajas tasas de crecimiento o adaptaciones para la xericidad (recubrimientos pelosos, aceites esenciales, etc.) (Mota *et al.*, 2008; Anacker, 2014; Escudero *et al.*, 2015).

Cualquiera de estas estrategias, o la combinación de varias, supone importantes adaptaciones morfológicas y/o fisiológicas. Si a ello unimos que estos suelos especiales aparecen normalmente en afloramientos en forma de islas edáficas, tenemos una explicación para la originalidad de la flora que albergan (Moore *et al.*, 2014). La aparición de esta flora original ligada a serpentinas-peridotitas, dolomías y yesos ha intrigado y fascinado a numerosos autores, por lo que hay muchos estudios botánicos, fisiológicos, ecológicos, ecofisiológicos, etc., en la literatura científica. A los vegetales que se han adaptado a estas condiciones particulares, se les ha dado el nombre de «edafismos», y entre ellos tenemos multitud de especies endémicas, es decir, exclusivas de un área determinada.

1.6. Importancia ambiental y conservación

Los sustratos singulares presentan, además, una alta singularidad, tanto en lo que a las especies que habitan en ellos se refiere como a su organización en comunidades vegetales con cobertura, estructura y composición originales. En este sentido, Mota *et al.* (2008) identificaron 144 especies características de dolomías con 52 endemismos, mientras que en yesos encontramos 77 especies exclusivas de estos sustratos (Escudero *et al.*, 2015). Las serpentinas, que en otras zonas del mundo son especialmente ricas en especies exclusivas (por ejemplo, California con 215 especies, Cuba con 854 y Nueva Caledonia con 1.150; según Anacker [2011]), presentan comparativamente menos especies endémicas en España, fundamentalmente debido a su escasa representación espacial. En los afloramientos de mayor tamaño (300 km² aproximadamente), situados en las sierras Béticas, encontramos 27 especies con una alta afinidad por estos sustratos, buena parte de ellas endémicas (Pérez-Latorre, Hidalgo-Triana y Cabezudo, 2013). Por otro lado, muchas de estas especies exclusivas o frecuentes en sustratos



Figura IV. *Helianthemum pannosum*, pequeña mata endémica de las dolomías que forman la orla de Sierra Nevada (Granada), evaluada como vulnerable (VU). Para soportar la elevada xericidad del sustrato y la elevada radiación solar, estas especies presentan un aspecto blanquecino y tienen un gran desarrollo del sistema radicular. **Autor:** Juan Lorite.

singulares están amenazadas (e. g. Mota, Sánchez-Gómez y Guirado, 2011) y se integran en hábitats de interés comunitario en el ámbito de la Unión Europea y alguno de ellos de carácter prioritario (*) (e. g. 9.530* pinares [sud-] mediterráneos de pinos negros endémicos, 1.520* vegetación gipsícola ibérica [*Gypsophiletalia*], 9.430 bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata*, 9.520 abetales de *Abies pinsapo*, etc.).

Aunque estos sustratos singulares están sujetos a los mismos factores de amenaza que otros hábitats (agricultura, urbanización, construcción de vías de comunicación, reforestaciones, incendios, sobrepastoreo o cambio climático), el principal factor de amenaza, común a los tres sustratos singulares que hemos incluido en este apartado, es la minería. Las serpentinas son utilizadas como fuente de níquel, magnesio y asbestos, así como piedra decorativa por su color verde característico (Harrison y Rajakaruna, 2011). En el caso de las dolomías, estas son extraídas fundamentalmente para la obtención de áridos de construcción (Mota *et al.*, 2008). Por su parte, el yeso es un mineral con una importante demanda mundial para construcción, por lo que su extracción es especialmente intensa

(Herrero, Escavy y Bustillo, 2013). España es el cuarto exportador mundial de este material, que se extrae mayoritariamente de Andalucía (principalmente Almería), seguido a bastante distancia por Madrid y Castilla-La Mancha con producciones de 7.870, 687 y 668 miles de toneladas anuales respectivamente (IGME, 2022).

1.7. Restauración

Desde 1973, la legislación de minas incluye de forma explícita la necesidad de proteger el medioambiente y establece la figura del Plan de Restauración, aunque sin especificar cómo hacerlo. Será a partir de 2009 (Real Decreto 975/2009) cuando sí se especifique el contenido y alcance de los planes de restauración, además de resultar necesario depositar un aval bancario para hacer frente a la restauración en caso de haberla desarrollado de forma insuficiente o por quiebra de la empresa. Sin embargo, la restauración de la vegetación autóctona afectada por explotaciones mineras plantea importantes retos debido a las alteraciones drásticas que supone en el hábitat. La restauración

de estos medios suele ser problemática, en primer lugar, por las limitaciones (xericidad, toxicidad, compactación, textura, etc.) impuestas por el sustrato. Además, la actividad minera supone la eliminación total de los escasos suelos y un cambio en sus propiedades, así como alteraciones de la topografía que pueden afectar a la estabilidad (Bradshaw, 2000). A esto se une una falta de conocimientos específicos sobre la restauración de estas formaciones (especies, técnicas, etc.) (Lorite *et al.*, 2021).

Otro problema para la recuperación natural es que a menudo estos afloramientos aparecen como «islas edáficas» (Schenk, 2013), por lo que la llegada de semillas de otras zonas es difícil, y la recuperación pasiva de la vegetación, que en otros ambientes puede ser una opción (Prach y Hobbs, 2008), es muy lenta cuando estos afloramientos están alterados en una alta proporción (Lorite *et al.*, 2021).

Las comunidades vegetales que viven sobre estos sustratos singulares, debido a las duras condiciones, suelen presentar una baja productividad que se traduce en una baja cobertura vegetal, representando una discontinuidad evidente con respecto a la vegetación próxima que no presenta estos sustratos (Escudero *et al.*, 2015). Los suelos desarrollados sobre sustratos especiales no tienen un aprovechamiento agrícola. Además, otro tipo de usos como el ganadero, la construcción, el recreativo, el forestal, etc., están muy limitados. Por ello, son percibidos por la población como lugares degradados y de escaso valor, por lo que la restauración se plantea a menudo como un cambio en las condiciones del suelo con el objetivo de «restaurar» la calidad del mismo, lo que motiva que se modifiquen las condiciones utilizando sustratos inespecíficos o incluso residuos urbanos (e. g. lodos de depuradora) (Castillejo y Castello, 2010), lo que supone un fracaso total a la hora de recuperar estos hábitats.

En la siguiente sección, se aportan particularidades y técnicas que pueden ser aplicables a la restauración de los hábitats característicos de sustratos singulares, de acuerdo con experiencias propias y otras disponibles en la literatura, aunque somos conscientes de lo mucho que queda por estudiar en la restauración de estos ambientes. En este sentido, hay que destacar que las experiencias en dolomías son prácticamente nulas (e. g. Wang *et al.*, 2011), en yesos hay algunos precedentes (e. g. Ballesteros *et al.*, 2012; 2014; 2017; Lorite *et al.*, 2021; Mota *et al.*, 2004), y también en serpentinas (e. g. Curtis y Claassen, 2005; Harrison y Rajakaruna, 2011; O'Dell y Claassen, 2006), aunque en este último caso son muy escasas en el ámbito mediterráneo y nulas en nuestro país. No obstante, hay abundante literatura científica sobre aspectos ecológicos, funcionales, ecofisiológicos, relaciones suelo-planta, etc., en yesos (véanse las revisiones en Escudero *et al.* [2015]; Moore *et al.* [2014]; Mota, Sánchez-Gómez y Guirado [2011]), serpentinas (Harrison y Rajakaruna, 2011), y mucho más escasas en dolomías (Mota *et al.*, 2008), que nos pueden ayudar a orientar los proyectos de restauración.



➤ **Figura V.** *Staehelina baetica*, especie serpentínófila estricta y endemismo de las sierras de Málaga. La deficiencia en micro- y macronutrientes, así como el exceso de magnesio y metales pesados (Ni, Cu, Mn, Co), condicionan significativamente la presencia y el desarrollo de las plantas. **Autora:** Noelia Hidalgo.



➤ **Figura VI.** *Ononis tridentata* subsp. *crassifolia*, especie gipsófila de amplia distribución en los afloramientos de yeso ibéricos. La subespecie es endémica en los yesos de la comarca del Temple (Granada) y está evaluada como Vulnerable (VU). **Autor:** Juan Lorite.

2. Métodos aplicables a la restauración

Para abordar la restauración ecológica de hábitats alterados sobre sustratos singulares, como para afrontar cualquier tipo de restauración ecológica, un aspecto clave es el cese de la actividad que causa la perturbación (Van Andel y Aronson, 2012). A partir de esta premisa imprescindible, la restauración ecológica en estos ambientes incluye la aplicación de algunas técnicas de restauración generales, pero también de algunas técnicas específicas que atiendan las particularidades de los sustratos y de la original flora que albergan. Por todo ello la planificación debe hacerse obligatoriamente con la suficiente antelación.

2.1. Fases previas

2.1.1. Restauración geomorfológica y preparación del sustrato base

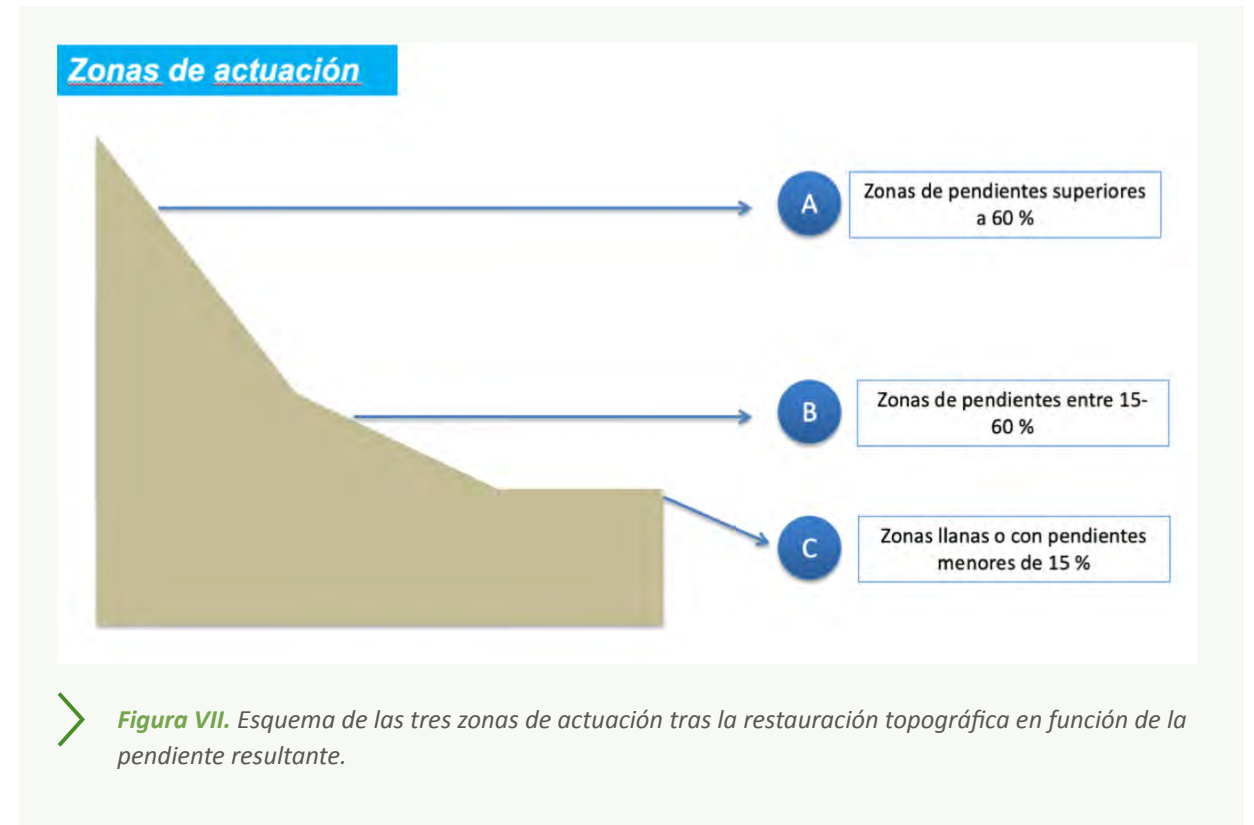
Como se ha comentado, la minería constituye una de las principales causas de alteración de ecosistemas desarrollados sobre sustratos como dolomías, serpentinas y yesos. Esta actividad genera perturbaciones drásticas que suponen, además de la pérdida de vegetación, la pérdida de suelo y la alteración de la topografía original (Bradshaw, 1997; Clemente *et al.*, 2004). Por lo tanto, como paso previo a la aplicación de las técnicas de revegetación, se requiere la recreación de geoformas estables (**figura VII**). En este sentido, se recomienda consultar el capítulo correspondiente a la restauración geomorfológica, donde se profundiza en el diseño de las formas más adecuadas, siguiendo criterios ecológicos y geomorfológicos, ya sea sobre materiales no consolidados o sobre frentes rocosos. También se explican someramente las técnicas disponibles e indicadores de seguimiento a este respecto. Lo que sí cabe destacar es la necesidad durante el diagnóstico ecológico y diseño del proyecto de restauración de considerar de forma prioritaria la naturaleza y singularidad de estos sustratos, donde podrían ser recomendables espesores superiores a 2-3 m de materiales nativos, ya sean yesos, serpentinas o dolomías, según el caso. Resulta necesario considerar no sólo la composición, sino también la textura, en la medida de lo posible, manteniendo un adecuado equilibrio entre materiales gruesos y finos.

De hecho, la eficacia de los métodos de revegetación está fuertemente condicionada por la utilización de un sustrato base apropiado, debiendo presentar características lo más próximas posibles a los suelos del ecosistema de referencia, tal y como se ha demostrado en la restauración de hábitats de yesos (Ballesteros *et al.*, 2012; 2014; 2017; Ballesteros, 2018; Lorite *et al.*, 2021). En este caso, el éxito de la restauración se vio favorecido por el uso de sustratos base con un alto contenido en yeso, sin necesidad de enmiendas. De hecho, estas enmiendas, contrariamente a lo que podría esperarse, no ofrecieron mejores resultados, puesto que favorecieron la aparición de especies generalistas con una componente colonizadora, que actuaron como competidoras frente a las especies objetivo (típicas de yesos) y, por tanto, ralentizaron la recuperación.

En relación con la generación de geoformas estables y óptimas para la restauración, tanto desde el punto de vista ecológico como técnico y económico, se sugiere que las formas resultantes presenten escasa pendiente, ya que las zonas donde es muy pronunciada favorecen los procesos erosivos, dificultan el establecimiento de la vegetación y encarecen las labores de restauración, tanto para yesos (Lorite *et al.*, 2021) como para serpentinas (O'Dell y Claassen, 2006). En la restauración de sustratos con yeso se ha demostrado, además, que en las áreas con fuerte pendiente y orientación norte se favorecía la proliferación de especies más generalistas, en detrimento de las especialistas (Ballesteros *et al.*, 2017). Lógicamente, el tipo de explotación y la topografía condicionarán en muchos casos este aspecto y en casi todas las explotaciones habrá zonas de fuertes pendientes, sobre las que habrá que actuar. La configuración final de la zona dará lugar a distintas unidades de actuación que hemos agrupado en tres (**figura VII**).

En el caso de que persistan frentes rocosos, se recomienda consultar el capítulo de restauración geomorfológica, en particular las técnicas de Talud Royal. Se puede naturalizar el macizo rocoso en función de su naturaleza y un diagnóstico previo, generando y favoreciendo la heterogeneidad que permita la aparición de microhábitats susceptibles de revegetación o colonización natural.

El uso de enmiendas orgánicas resulta controvertido en estos ambientes. Para la restauración de la vegetación propia de afloramientos de yesos, las experiencias previas desaconsejan su uso (Castillejo y Castello, 2010; Ballesteros *et al.*, 2012). En serpentinas, se ha señalado que la eficacia en la restauración de escombreras de minas de Ni (con suelos ultramáficos) mejora si se aplican residuos orgánicos para aumentar la fertilidad del suelo, junto con micorrizas arbusculares (Amir *et al.*, 2019), con objeto de regular los desequilibrios de la relación Ca/Mg y disminuir la translocación de elementos traza en las plantas. Otros autores (Burt *et al.*, 2001; Curtis y Claassen, 2005; Flint y Childs, 2015) destacan que la falta de agua es el factor que más influye en el crecimiento de las plantas en estos medios, incluso para especies tolerantes en suelos de serpentinas muy degradados. Para contrarrestar este efecto negativo Curtis y Claassen (2005) recomiendan el uso de compost para favorecer el crecimiento de la vegetación. Sin embargo, estas enmiendas cambian las especiales características químicas de los suelos serpentiniticos y pueden favorecer el establecimiento de plantas generalistas y/o invasoras, sobre todo si nos encontramos en lugares favorables para la invasión (Gelbard y Harrison, 2003). Por lo tanto, cuando el objetivo es la recuperación de hábitat serpentínico, el uso de enmiendas orgánicas no parece apropiado. En todo caso, si se aplican, la cantidad y el tipo de materia orgánica que se añade al suelo debe cuantificarse cuidadosamente y combinarse con aplicaciones de fertilizantes inorgánicos de liberación lenta para promover el crecimiento de plantas nativas, e impedir la proliferación de plantas invasoras (O'Dell y Claassen, 2006). En estos casos, se aconseja un control activo de las especies invasoras, por ejemplo, mediante desbroce antes de la producción de semillas, seguido de una siembra con especies nativas para potenciarlas (O'Dell y Claassen, 2006). Por lo tanto, se requiere la evaluación de los efectos de enmiendas orgánicas en la restauración de hábitats propios de serpentinas y



dolomías (donde no hemos encontrado experiencias), que aclaren la idoneidad o no de su aplicación. Se recomienda restaurar de forma experimental, mediante diseños en parcelas, que permitan contrastar los resultados de distintas técnicas aplicables, permitiendo seleccionar las más adecuadas. Esta puede ser la opción más eficiente y prudente ante la falta de experiencias y conocimientos en los que apoyar las medidas de restauración, tanto en serpentinas como en dolomías.

2.1.2. Estudio del hábitat de referencia y selección de especies para la restauración

El objetivo prioritario de la restauración de áreas alteradas con sustratos singulares debe ser la recuperación del hábitat, clave para la conservación de la biodiversidad original que albergan. Tal y como se ha comentado, los sustratos singulares suelen aflorar formando islas edáficas donde se favorecen los procesos de especiación, por lo que contienen una flora muy original y rica en endemismos cuya composición florística cambia notablemente, incluso entre zonas próximas. Por lo tanto, es prioritario muestrear *in situ* el ecosistema de referencia en zonas bien conservadas próximas al área de actuación, apoyándose en un análisis de la bibliografía pertinente por si existen inventarios sobre biodiversidad previos a la perturbación.

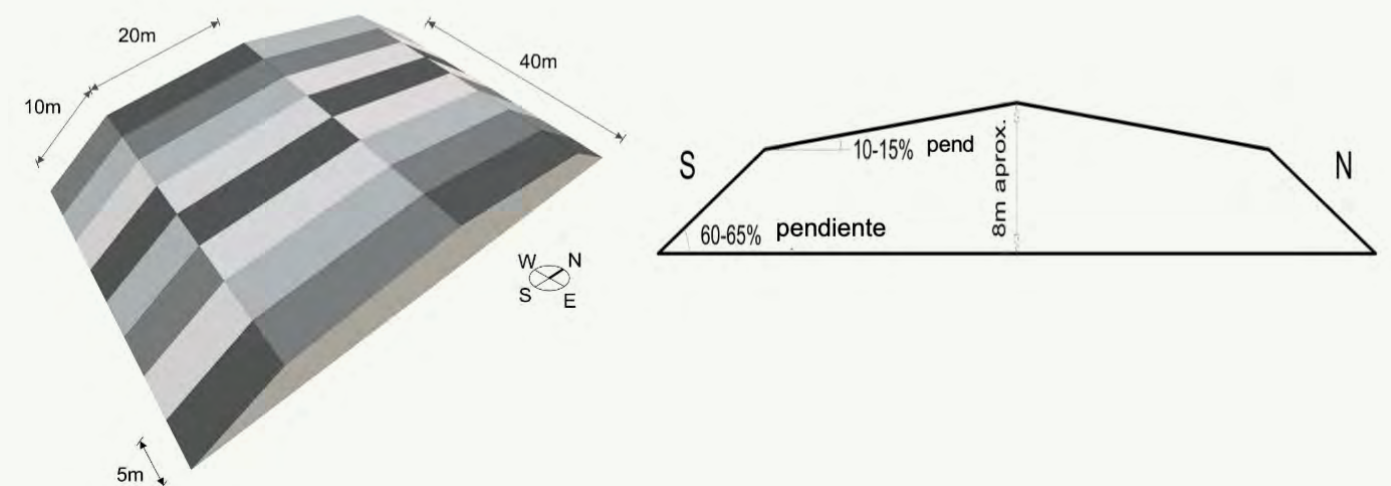
Los muestreos en el hábitat de referencia deben registrar datos básicos de la diversidad, como mínimo la cobertura y abundancia relativa de las especies (Lorite *et al.*, 2021), que condicionarán tanto la selección de estas últimas como su proporción relativa. La utilización de especies autóctonas y características de los distintos tipos de hábitats según el caso (gipsícola, serpentínicola o dolomítica) será clave, no sólo para la conservación y recuperación de la biodiversidad, sino para favorecer el éxito de la restauración, al tratarse de especies adaptadas a las particularidades de estos sustratos y a las características climáticas del territorio. La caracterización de otros componentes como microorganismos (bacterias, cianobacterias, algas, etc.), hongos, líquenes o briófitos (musgos y hepáticas) sería muy interesante, porque a menudo estos componentes, claves en la recuperación de un ecosistema, no se tienen en cuenta por falta de conocimiento o de recursos para su caracterización (Lorite *et al.*, 2020).

Caja I. Premisas que deben cumplir las especies utilizadas en la restauración ecológica de sustratos singulares.

- Utilizar especies autóctonas y presentes en el hábitat en cuestión.
- Incluir preferentemente los elementos más abundantes y característicos del hábitat (especies más abundantes y especies clave).
- Trabajar con el máximo de especies posibles.
- Hacer énfasis en las especies singulares (endémicas, raras).
- Seleccionar especies disponibles a nivel comercial, con procedencia certificada y controlada. O recolectar directamente en las inmediaciones del área a restaurar.
- Evitar especies que creen interferencias (fenómenos de alelopatía, competencia por el espacio, etc.) con especies de interés (específicas del hábitat).
- Usar preferiblemente especies testadas en ensayos de restauración previos, realizados en la zona o en condiciones extrapolables.



➤ **Figura VIII.** Parcelas experimentales de restauración de yesos en pendiente. Se ensayó con distintas técnicas de control de erosión. En las parcelas marrón claro se colocó una manta orgánica y en las parcelas gris oscuro se aplicó hidrosiembra (véanse los detalles en la ficha de restauración de yesos. Esquina inferior derecha del croquis de la zona experimental). **Autor:** Juan Lorite.





➤ **Figura IX.** Imagen de una restauración fallida en una cantera de dolomías (Padul, Granada, año 2009). No existe una remodelación del terreno ni estabilización de taludes, y, además, se utiliza sustrato inespecífico. La selección de especies, todas ellas especies de jardinería, alóctonas en su mayoría y con una nula adaptación a los sustratos de dolomías, fue totalmente inadecuada. En la actualidad ha desaparecido la práctica totalidad de los individuos plantados. **Autor:** Juan Lorite.

2.1.3. Recolección de semillas

La mayoría de las especies propias de hábitats tan singulares no están disponibles a nivel comercial, por lo que la recolección de semillas en hábitats específicos de estos sustratos, bien conservados y próximos a la zona a restaurar, debe planificarse con tiempo. La recolección se efectuará para la mayoría de las especies en la primavera-verano inmediatamente anterior a la fase de revegetación, aunque debe comprobarse la fenología de cada especie para organizar las campañas de recolección en el periodo óptimo según el caso. Las semillas deben ser conservadas de forma apropiada hasta el momento de la revegetación e intentar no almacenarla más de 2-3 años para evitar pérdida de viabilidad (Di Sacco *et al.*, 2018; Shaw *et al.*, 2020).

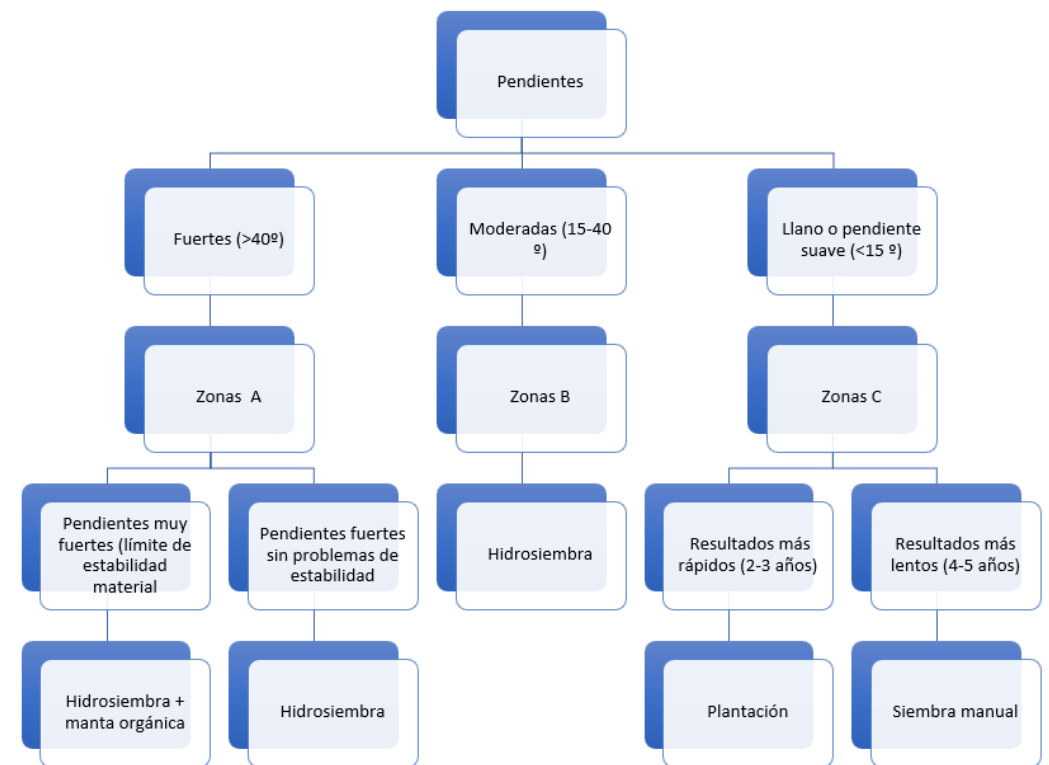
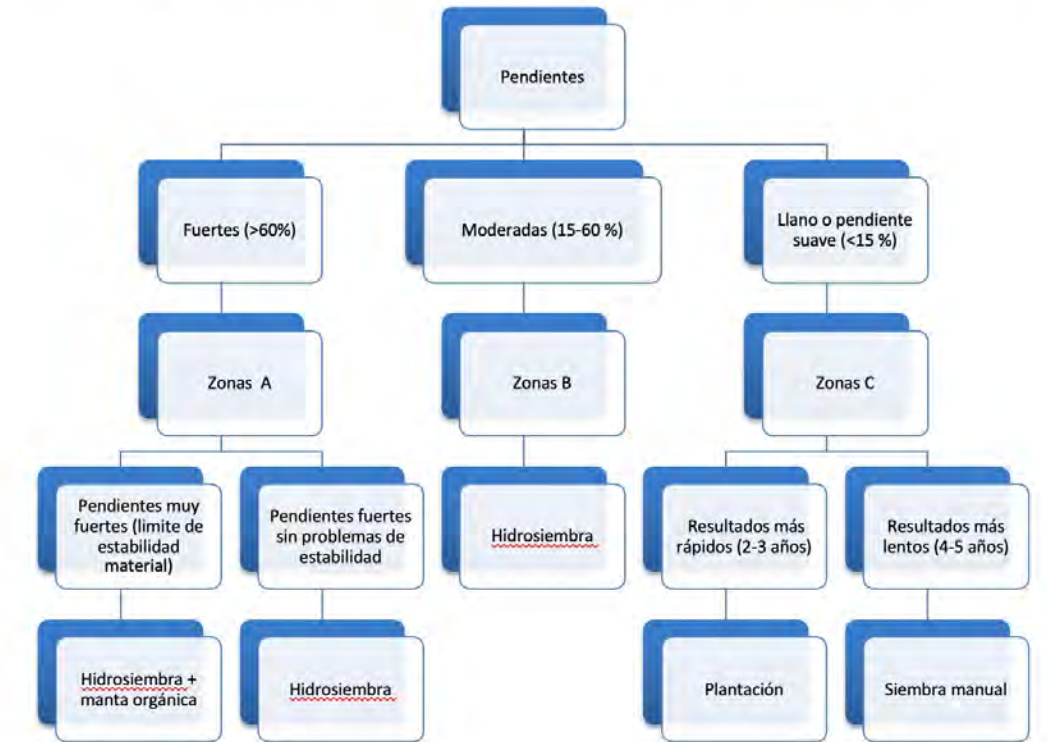
2.1.4. Producción de especies en vivero

Para los casos o especies en los que se seleccione la plantación como técnica de introducción, la producción de plantas en vivero debe plantearse al menos con un año de antelación, debido a la escasa disponibilidad de estas plantas a nivel comercial. Para la reproducción de plantas propias de yesos, estudios previos (Cañadas *et al.*, 2015) recomiendan añadir al sustrato comercial entre un 25 y un 50 % en peso de yeso puro (sin aditivos) para optimizar la emergencia, supervivencia y crecimiento de las especies exclusivas de yesos (gipsófitas). Recurrir a la plantación es especialmente interesante cuando la disponibilidad de semillas está limitada por motivos ecológicos o técnicos. Para la optimización de la propagación de plantas gipsovagas (frecuentes en estos sustratos, pero no exclusivas) la adición de yeso es un factor menos determinante, aunque también podría añadirse hasta un 10 % de yeso al sustrato base. Para dolomías o serpentinas no hemos encontrado información, aunque la plantación puede ser apropiada porque en general las especies son más longevas que en yesos (Aragón, Méndez y Escudero, 2009).

2.2. Fase de revegetación

Para la restauración de sustratos singulares pueden emplearse diversas técnicas de revegetación, tal y como se ha demostrado para la restauración de hábitats de yesos perturbados (Ballesteros *et al.*, 2012; 2014; 2017; Ballesteros, 2018). Tras comparar el éxito ecológico y técnico, así como los costes económicos asociados, Lorite *et al.* (2021) concluyeron que la geomorfología es uno de los factores clave (**figura X**).

Así, en áreas relativamente planas sin problemas de estabilidad o erosión, la siembra manual (a voleo) es una solución óptima desde una perspectiva ecológica y técnica, además de ser también la opción más económica. Se trata, además, de la mejor opción para la introducción de especies de tomillar y matorral, frecuentes en los sustratos singulares que tratamos aquí, ya que no requieren mucho tiempo para alcanzar el tamaño adulto y, como se ha indicado, muchas de



➤ **Figura X.** Diagrama de flujo con las opciones de restauración para pendientes fuertes, moderadas y suaves. **Fuente:** elaboración propia.

ellas son poco longevas. Otra ventaja de la siembra es que favorece una distribución al azar de las plantas, originando una mejor integración paisajística. Sin embargo, en zonas con pendiente suave, la hidrosiembra, empleando fibra de madera o *mulch* de pasta de papel, puede facilitar la implantación de la vegetación, compensando las diferencias económicas entre ambas técnicas. Por último, para la revegetación de áreas con pendientes pronunciadas (alrededor del 60 %), la instalación de manta orgánica tras la hidrosiembra resulta útil para evitar la erosión excesiva y los deslizamientos de tierra (Lorite *et al.*, 2021). La composición, proporción y cantidad de semillas dependerá de los resultados del estudio del ecosistema de referencia, de la viabilidad de las semillas y de los datos de supervivencia (si se dispone de ellos) (Di Sacco *et al.*, 2018; Shaw *et al.*, 2020). Las cifras empleadas con éxito para la restauración de hábitats de yesos pueden resultar orientativas (**tabla II**).

Composición de siembra manual	Composición de hidrosiembra
<ul style="list-style-type: none"> Densidad de semillas: 500 semillas/m² Mezcla de 60 % de especies gipsícolas (exclusivas de yesos) y 40 % de especies gipsovagas (no exclusivas de yesos) La aplicación de enmiendas orgánicas no se aconseja en este caso, ya que favorece la proliferación de especies colonizadoras o generalistas en lugar de las especies objetivo 	<ul style="list-style-type: none"> <i>Mulch</i> de pasta de celulosa o fibra de madera (200 g/m²) Estabilizante concentrado (1-1,6 g/m²) y abono complejo NPK 15-10-10 + 3MgO + 6S (30g/m²) Mezcla de semillas previamente preparada (500 a 700 semillas/m², 60 % de especies gipsícolas y el 40 % de especies gipsovagas)

Tabla II. Detalles de diversas técnicas aplicadas en la restauración de sustratos de yesos alterados (Ballesteros *et al.*, 2012; 2017).

Por último, la técnica de plantación, aunque es la opción más cara, es más apropiada para las especies arbóreas y arbustivas, ya que estas son de crecimiento más lento, y con frecuencia son más sensibles en los primeros estadios de su ciclo de vida. La plantación se aconseja igualmente para casos en los que sea necesario optimizar las semillas si no han podido obtenerse suficientes por cuestiones técnicas o ecológicas. La plantación se realizará con plantas producidas en vivero (de una a dos savias, dependiendo de la especie), introduciendo su sistema radical de forma que quede en perfecto contacto con la tierra y se logre la estabilidad mecánica para que puedan seguir desarrollándose una vez arraigadas. En la banqueta de plantación de las especies arbustivas y arbóreas, puede aplicarse una enmienda orgánica tipo paja o fragmentos rocosos, que mejoran el contenido hídrico del suelo y ayudan al establecimiento de las plantas (Jiménez *et al.*, 2017). La densidad de plantación debería simular la disposición en la naturaleza, y dependerá por tanto de la especie y del hábitat, pudiendo ser apropiado para especies de bajo porte un marco de 2 x 2 m, para las arbustivas 20 x 20 m y para las arbóreas entre 25 x 25 m y 50 x 50 m. En cualquier caso, los árboles y arbustos deben tener una estructura final abierta para permitir el desarrollo del matorral, que es el que contiene los elementos más singulares.

Por lo tanto, para un área a restaurar, en la mayoría de los casos deberán emplearse métodos mixtos en los que se apliquen unas técnicas u otras en función de la geomorfología, el tipo de especies y la disponibilidad de semillas, así como del presupuesto (**figura X**). La temporalización de las actuaciones (**figura XI**) resulta clave para que una restauración sea exitosa.

Por otro lado, la mayor parte de las acciones que se aplican en restauración ecológica se traducen en tareas para la recuperación de la vegetación (plantas vasculares exclusivamente), siendo otros grupos biológicos beneficiados sólo indirectamente y, a veces, de forma limitada. También para el caso de la restauración

en sustratos singulares, las experiencias en este sentido son muy limitadas. Por ejemplo, se ha demostrado que la recuperación espontánea de costras biológicas que caracterizan los ecosistemas sobre sustratos de yesos fue ineficiente con medidas de restauración de la vegetación activas o pasivas después de veinticinco años. Aunque algunos grupos como cianobacterias y musgos, componentes clave de estas costras, se benefician indirectamente de la recuperación de la vegetación, los líquenes no llegan a recuperarse ni a corto ni a medio plazo, requiriéndose medidas específicas para su restauración (Lorite *et al.*, 2020); entre ellas, la traslocación puede ser una técnica factible para este grupo (Ballesteros *et al.*, 2017). Por lo tanto, otro reto clave en este ámbito es el estudio, diseño y aplicación de acciones de restauración que promuevan directamente la recuperación de otro tipo de organismos como hongos, musgos, líquenes, invertebrados, etc., no sólo para el caso de sustratos singulares, sino para el campo de la restauración ecológica en general.

2.3. Fase de seguimiento

Los proyectos de restauración ecológica requieren una fase de seguimiento o monitoreo que evalúe el grado de cumplimiento de los objetivos prioritarios (Bullock *et al.*, 2011; Van Andel y Aronson, 2012), es decir, en nuestro caso, la recuperación del hábitat propio de estos sustratos singulares. Por lo tanto, esta fase tiene una estrecha relación con el estudio del ecosistema de referencia durante el que deben establecerse una serie de indicadores cuantificables, verificables y fáciles de obtener, con objeto de valorar tendencias de los aspectos clave de la biodiversidad, alertas tempranas de amenazas, evidencia de éxito o fracaso de las intervenciones y eficacia de la inversión, de forma que apoyen la toma de decisiones (Van Andel y Aronson, 2012). Debido a que la restauración es un esfuerzo a largo plazo y, por lo tanto, las condiciones cambiantes son inevitables, la gestión adaptativa (*i. e.*, el proceso iterativo de seguimiento, evaluación, re-

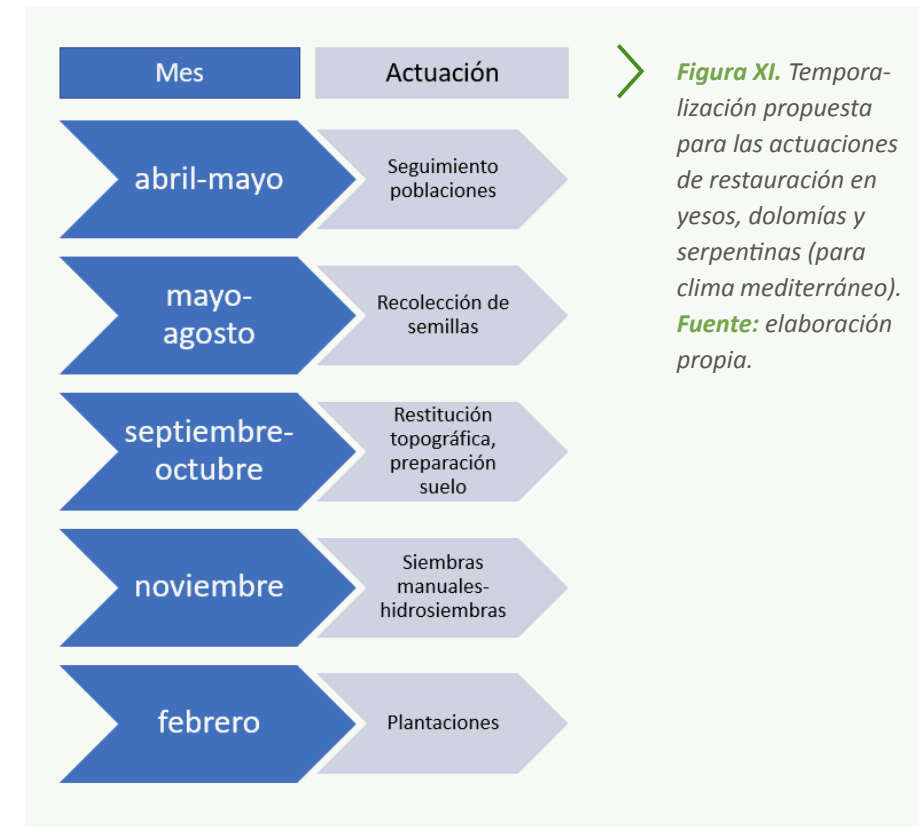


Figura XI. Temporalización propuesta para las actuaciones de restauración en yesos, dolomías y serpentinas (para clima mediterráneo). Fuente: elaboración propia.

flexión y adaptación de actividades y enfoques según sea necesario) (Rutherford y Walters, 1987) permite la identificación de resultados no previstos (positivos y negativos) y la mejora de acciones futuras.

Para el seguimiento de la restauración ecológica se puede emplear un proceso parecido llamado «muestreo adaptativo», basado en una serie de indicadores que podrán ser reevaluados y adaptados en función de la evolución de la restauración (Lindenmayer y Likens, 2009). En particular, para sustratos singulares, podrán emplearse indicadores frecuentes en otro tipo de restauraciones, pero también algunos que valoren la peculiar composición florística que caracteriza los afloramientos de yesos, serpentinas y dolomías (**tabla III**).

Indicadores generales	Otros indicadores clave para restauraciones en sustratos singulares
Flora y vegetación	
<ul style="list-style-type: none"> • Riqueza total de especies (número de especies distintas) • Diversidad de especies (índices de diversidad, e. g., Shannon, Simpson, etc.) • Cobertura total de la vegetación (%) • Supervivencia de plántulas en plantaciones (%) • Crecimiento individual (altura en cm o biovolumen en cm³) • Producción de semillas (número de semillas/individuo) • Reclutamiento (número de plántulas nuevas/ud. de superficie) • Producción de biomasa (g/m²) 	<ul style="list-style-type: none"> • Riqueza de especies exclusivas de yesos/dolomías /serpentinias (número de especies) • Diversidad de especies exclusivas de yesos/dolomías /serpentinias (índices de diversidad, e. g., Shannon, Simpson, etc.) • Riqueza de otras especies propias del hábitat pero no exclusivas (indiferentes al afloramiento) (número de especies) • Cobertura o abundancia de especies exclusivas de yesos/dolomías /serpentinias (%) • Cobertura o abundancia de otras especies propias del hábitat pero no exclusivas (indiferentes al afloramiento) (%) • Grado de similitud al hábitat de referencia en: riqueza, abundancia, cobertura, estructura, etc. • Riqueza en especies generalistas y/o competidoras • Cobertura o abundancia de especies generalistas y/o competidoras
Suelos	
<ul style="list-style-type: none"> • Erosión (número de surcos, dimensiones) • Micro- y macronutrientes • Actividad enzimática del suelo 	<ul style="list-style-type: none"> • Contenido en yeso (%) (yesos) • Contenido en elementos traza (serpentinias) • Contenido en Ca/Mg, relación Ca:Mg (serpentinias y dolomías) • Compactación del suelo (yesos)

Tabla III. Ejemplos de indicadores de flora y suelos que pueden usarse para el seguimiento de la restauración en yesos, dolomías y serpentinias. Fuente: modificado y adaptado de Elzinga, Salzer y Willoughby, 2015; Hill et al., 2005; León y Vargas-Ríos, 2021; Sutherland, 2006).

3. Lecciones aprendidas

- Es fundamental el mantenimiento del sustrato singular en una proporción adecuada.
- La restitución topográfica, naturalización y estabilización de taludes evitando procesos erosivos, es una fase clave si la geomorfología ha sido alterada por actividades como la minería.
- La aplicación de enmiendas orgánicas en general no es aconsejable, especialmente en yesos.
- No se utilizarán sustratos que no sean específicos (e. g., arcillas, margas u otros sustratos no especiales).
- Las siembras e hidrosiembras presentan ventajas sobre las plantaciones para especies de matorral, especialmente las de bajo porte.
- Las plantaciones son sólo recomendadas en el caso de las especies más longevas y de mayor porte (árboles y algunos arbustos) o de necesidad de optimización de semillas.
- La selección de especies debe apoyarse en estudios del hábitat *in situ*.
- Deben utilizarse exclusivamente especies autóctonas y presentes en el hábitat singular (yesos, dolomías y serpentinias).
- Las especies endémicas y/o amenazadas, especialmente las exclusivas de los sustratos singulares (edafismos), merecen una especial atención.
- Los árboles y arbustos deben tener una estructura final abierta para permitir el desarrollo del matorral, muy importante en estos hábitats.
- La utilización de mantas orgánicas sólo se aconseja para lugares con problemas de erosión/estabilidad.
- La restauración de la costra biológica en yesos es crucial, pero hay pocas experiencias y plantea problemas técnicos.

Caso práctico recomendado

[8 CANTERA DE YESOS](#)

Bibliografía

- Amir, H. *et al.* (2019) Arbuscular mycorrhizal fungi and sewage sludge enhance growth and adaptation of *Metrosideros laurifolia* on ultramafic soil in New Caledonia: A field experiment, *Science of the Total Environment*, 651.
- Anacker, B.L. (2011) Phylogenetic Patterns of Endemism and Diversity, *Serpentine: The Evolution and Ecology of a Model System*, pp. 49-70.
- Anacker, B.L. (2014) The nature of serpentine endemism, *American Journal of Botany*, 101, pp. 219-224.
- Van Andel, J. y Aronson, J. (2012) *Restoration Ecology: The New Frontier. Second Edition*. Hoboken: Wiley-Blackwell.
- Aragón, C.F., Méndez, M. y Escudero, A. (2009) Survival costs of reproduction in a short-lived perennial plant: Live hard, die young, *American Journal of Botany*, 96, pp. 904-911.
- Ballesteros, M. (2018) *Restoration of gypsum habitats affected by quarrying: Guidance for assisting vegetation recovery*. Tesis doctoral. Granada: Universidad de Granada.
- Ballesteros, M. *et al.* (2017) Restoration of Gypsicolous Vegetation on Quarry Slopes: Guidance for Hydroseeding Under Contrasting Inclination and Aspect, *Land Degradation & Development*, 28, pp. 2146-2154.
- Ballesteros, M. *et al.* (2012) Vegetation recovery of gypsum quarries: Short-term sowing response to different soil treatments, *Applied Vegetation Science*, 15, pp. 187-197.
- Ballesteros, M. *et al.* (2014) Central role of bedding materials for gypsum-quarry restoration: An experimental planting of gypsophile species, *Ecological Engineering*, 70, pp. 470-476.
- Bradshaw, A. (1997) Restoration of mined lands—using natural processes, *Ecological Engineering*, 8, pp. 255-269.
- Bradshaw, A. (2000) The use of natural processes in reclamation—Advantages and difficulties, *Landscape and Urban Planning*, 51, pp. 89-100.
- Brady, K.U., Kruckeberg, A.R. y Bradshaw Jr. H.D. (2005) Evolutionary Ecology of Plant Adaptation to Serpentine Soils, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, pp. 243-266.
- Bullock, J.M. *et al.* (2011) Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities, *Trends in Ecology and Evolution*, 26, pp. 541-549.
- Burt, R. *et al.* (2001) Soil properties of selected pedons on ultramafic rocks in Klamath Mountains, Oregon, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32.
- Cañadas, E.M.M. *et al.* (2015) Enhancing seedling production of native species to restore gypsum habitats, *Journal of Environmental Management*, 163, pp. 109-114.
- Carrick, P.J. y Krüger, R. (2007) Restoring degraded landscapes in lowland Namaqualand: Lessons from the mining experience and from regional ecological dynamics, *Journal of Arid Environments*, 70, pp. 767-781.
- Castillejo, J.M. y Castello, R. (2010) Influence of the application rate of an organic amendment (municipal solid waste [MSW] compost) on gypsum quarry rehabilitation in semi-arid environments, *Arid Land Research and Management*, 24, pp. 344-364.
- Clemente, A.S. *et al.* (2004) Restoration of a limestone quarry: Effect of soil amendments on the establishment of native Mediterranean sclerophyllous shrubs, *Restoration Ecology*, 12.
- Curtis, M.J. y Claassen, V.P. (2005) Compost incorporation increases plant available water in a drastically disturbed serpentine soil, *Soil Science*, 170.
- Elzinga, C.L., Salzer, D.W. y Willoughby, J.W. (2015) *Measuring and monitoring plant populations*. Denver: U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Land Management Nature Conservancy.
- Escudero, A. (2009) Vegetación gipsícola mediterránea (Gypsophiletalia). *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, pp. 7-78. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino, Madrid.
- Escudero, A. *et al.* (2015) Plant life on gypsum: A review of its multiple facets, *Biological Reviews*, 90, pp. 1-18.
- Flint, A.L. y Childs, S. (2015) Physical Properties of Rock Fragments and Their Effect on Available Water in Skeletal Soils, *Erosion and Productivity of Soils Containing Rock Fragments*, pp. 91-103.
- Gelbard, J.L. y Harrison, S. (2003) Roadless habitats as refuges for native grasslands: Interactions with soil, aspect, and grazing, *Ecological Applications*, 13.
- Gil de Carrasco, C. y Ramos, J.J. (2011) Los suelos yesíferos (gypsisoles) en España. En: Mota, J., Sánchez-Gómez, P. y Guirado, J. Eds. *Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas*. Almería: ADIF-Mediterráneo Consultores, Almería, pp. 33-50.
- Harrison, S. y Rajakaruna, N. (2011) *Serpentine: The evolution and ecology of a model system*. Berkeley: University of California Press.
- Herrero, M.J., Escavy, J.I. y Bustillo, M. (2013) The Spanish building crisis and its effect in the gypsum quarry production (1998-2012), *Resources Policy*, 38, pp. 123-129.
- Hill, D. *et al.* (2005) *Handbook of Biodiversity Methods*. Hill, D. *et al.* Eds. Cambridge: Cambridge University Press.
- IGME (1972) *Mapa Geológico de España escala 1: 200.000. (Hoja 78, Baza)*. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España.
- IGME (2022) *Panorama minero: yeso y alabastro 2019*. Disponible en: <https://www.igme.es/PanoramaMinero/actual/YESO%202019.pdf>
- IUSS Working Group WRB (2015) *World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. Roma.
- Jiménez, M.N. *et al.* (2017) Impact of straw and rock-fragment mulches on soil moisture and early growth of holm oaks in a semiarid area, *Catena*, 152.
- Jones, H. (1951) Magnesium as a plant nutrient, *Chemistry & Industry*, 15, pp. 1108-1110.
- León, O.A. y Vargas-Ríos, O. (2021) El monitoreo en la restauración ecológica: ¿por qué, para qué y cómo? En: Aguilar-Garavito, M. y Ramírez, W. Eds. *Evaluación y seguimiento de la restauración ecológica en el páramo andino*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, pp. 42-54.
- Lindenmayer, D.B. y Likens, G.E. (2009) Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring, *Trends in Ecology and Evolution*, 24, pp. 482-486.
- Lorite, J. *et al.* (2020) Plant recovery techniques do not ensure biological soil-crust recovery after gypsum quarrying: a call for active restoration, *Restoration Ecology*, 28, pp. S86-S95.
- Lorite, J. *et al.* (2021) Economic evaluation of ecological restoration options in gypsum habitats after mining, *Journal for Nature Conservation*, 59, 125935.
- Meyer, S.E. (1986) The Ecology of Gypsophile Endemism in the Eastern Mojave Desert, *Ecology*, 67, pp. 1303-1313.
- Moore, M. J. *et al.* (2014) The ecology, assembly, and evolution of gypsophile floras- *Plant Ecology and Evolution in Harsh Environments*, pp. 97-128.
- Mota, J.F. *et al.* (2004) Gypsicolous flora, conservation and restoration of quarries in the southeast of the Iberian Peninsula, *Biodiversity and Conservation*, 13, pp. 1797-1808.

- Mota, J. *et al.* (2008) Dolomite flora of the Baetic Ranges glades (South Spain), *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 203, pp. 359-375.
- Mota, J., Sánchez-Gómez, P. y Guirado, J.S. (2011) *Diversidad Vegetal de las Yeseras Ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la biología de la conservación*. Almería: Adif-Mediterráneo consultores-asesores.
- O'Dell, R.E. y Claassen, V.P. (2006) Relative performance of native and exotic grass species in response to amendment of drastically disturbed serpentine substrates, *Journal of Applied Ecology*, 43.
- Oliveira, G. *et al.* (2011) Effect of substrate treatments on survival and growth of Mediterranean shrubs in a revegetated quarry: An eight-year study, *Ecological Engineering*, 37, pp. 255-259.
- Pérez-Latorre, A.V., Hidalgo-Triana, N. y Cabezudo, B. (2013) Composition, ecology and conservation of the south-Iberian serpentine flora in the context of the Mediterranean basin, *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 70, pp. 62-71.
- Prach, K. y Hobbs, R.J. (2008) Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites, *Restoration Ecology*, 16, pp. 363-366.
- Rufo, L. *et al.* (2004) Studies on Iberian Peninsula ultramafic flora: a selected nickel accumulation screening, *Lazaroa*, 25, pp. 161-167.
- Ruiz, J.M. *et al.* (2003) Sulphur phytoaccumulation in plant species characteristic of Gypsiferous soils, *International journal of phytoremediation*, 5, pp. 203-210.
- Rutherford, A.A. y Walters, C. (1987) Adaptive Management of Renewable Resources, *Biometrics*, 43.
- Di Sacco, A. *et al.* (2018) Manual de recolección, procesamiento y almacenamiento de semillas de plantas silvestres. V1.2, *Royal Botanic Gardens Kew*, 1.2.
- Schenk, J.J. (2013) Evolution of limited seed dispersal ability on gypsum islands, *American Journal of Botany*, 100, pp. 1811-1822.
- Shaw, N. *et al.* (2020) Seed use in the field: delivering seeds for restoration success, *Restoration Ecology*, 28.
- Sutherland, W.J. (2006) *Ecological census techniques: A handbook. Second Edition*. Cambridge: Cambridge University Press.
- USDA (1999) *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service*.
- Vera, J.A. (1994) Geología de Andalucía, *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra* 2, pp. 306-317.
- Verheye, W.H.H. y Boyadgiev, T.G.G. (1997) Evaluating the land use potential of gypsiferous soils from field pedogenic characteristics, *Soil Use Management*, 13, pp. 97-103.
- Wang, J. *et al.* (2011) The ecological potential of a restored abandoned quarry ecosystem in Mt. Mufu, Nanjing, China, *Ecological Engineering*, 37, pp. 833-841.



17. Bloque temático

**Restauración
de paisajes**

Cristian Echeverría Leal¹ y Cara R. Nelson²

¹ Laboratorio de Ecología de Paisaje, Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Concepción (Chile).

² Department of Ecosystem and Conservation Sciences. University of Montana (Estados Unidos).

1. Desafíos globales en restauración

La restauración ecológica se ha convertido en una actividad necesaria para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible. Es un componente clave de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas (CEPAL, 2023) y de las estrategias de sus Convenciones de Río (Aronson y Alexander, 2013). Además, en la actualidad existen múltiples iniciativas específicas muy ambiciosas, como el Desafío de Bonn, que pretende restaurar 350 millones de hectáreas de terrenos forestales para 2030. Uno de los principales desafíos para alcanzar los metas de restauración global es ir más allá de los ecosistemas individuales y centrarse en el nivel del paisaje terrestre y marino (en adelante, «paisaje» se utilizará para referirse al paisaje terrestre y marino). La restauración puede ocurrir a diversas escalas espaciales, desde la escala de sitio, donde las intervenciones se dirigen en gran medida a reparar los atributos de uno o más ecosistemas, hasta grandes extensiones, donde las actividades se realizan para reparar la composición, la estructura y las funciones de los paisajes degradados. A pesar de esta amplia variación en la escala y el alcance, la mayoría de las guías existentes se centran en el ecosistema (por ejemplo, Gann *et al.*, 2019), en lugar del nivel de paisaje.

Para ser claros, la perspectiva de paisaje ha sido identificada como un componente importante de todos los proyectos de restauración, incluso aquellos a nivel de ecosistema. Esto se debe a que los ecosistemas se ven afectados por el paisaje en el que se encuentran y tienen efectos sobre él, y por lo tanto no pueden gestionarse de forma aislada. Las amenazas a nivel de paisaje (como la contaminación, las especies invasoras y la alteración de la conectividad hidrológica longitudinal o lateral) pueden hacer fracasar una restauración bien ejecutada a nivel de ecosistema. Además, la composición, la estructura y las funciones de un ecosistema pueden depender de los aportes del paisaje (por ejemplo, caída de hojarasca o propágulos de semillas). Por otra parte, el seguimiento de la eficacia y los efectos de la restauración a nivel de ecosistema puede requerir la evaluación a una escala más amplia, ya que algunos efectos (por ejemplo, la erosión del suelo) sólo pueden ser evidentes a niveles superiores a los ecosistemas individuales. De hecho, la consideración del contexto de paisaje se estimó tan importante que se incluyó como uno de los diez principios subyacentes de la restauración de ecosistemas (FAO, IUCN-CEM y SER, 2021).

Con el fin de ayudar a los planificadores, gestores y tomadores de decisiones a comprender las mejores prácticas de restauración del paisaje, este capítulo pretende aclarar el concepto de paisaje y los objetivos de la restauración del mismo, así como ofrecer una visión general de las mejores prácticas para priorizar y monitorear las actividades de su restauración.

2. ¿Qué es un paisaje?

Tradicionalmente, el paisaje es visto como un área geográfica extensa compuesta por diferentes elementos de origen natural (p. ej., bosques nativos y cursos de agua) y antrópico (p. ej., cultivos agrícolas y ciudades) que dan origen a un área espacialmente heterogénea. Desde la ecología de paisaje, este es entendido como un nivel dentro de la organización jerárquica de la diversidad biológica (**figura 1**), que espacialmente anida un conjunto de ecosistemas que interactúan entre ellos y que se hallan insertos en una cierta geomorfología, clima y régimen de perturbación que se repite de manera similar a través del paisaje (Forman y Godron, 1986). Actualmente, el paisaje también es entendido como un sistema acoplado entre ser humano y naturaleza, o un sistema socioecológico espacialmente heterogéneo (Wu, 2013; 2021). Bajo escenarios de cambio global, el paisaje viene a ser un sistema complejo adaptivo, en el cual los componentes humanos y ecológicos interactúan de manera no lineal y a múltiples escalas temporales y espaciales.

Para una mayor claridad en el uso del concepto de paisaje, es importante notar que «nivel de paisaje» no es sinónimo de «escala de paisaje» (King, 2005). La escala se refiere a la dimensión temporal y espacial de un evento u objeto, cuyo tamaño o duración puede ser analizado mediante unidades de medida. La escala de paisaje denota la extensión en superficie de un área geográfica. Sin embargo, no existe una única escala que defina los límites de un paisaje. El uso de nivel de paisaje reconoce de manera implícita un sistema ecológico jerárquicamente organizado y espacialmente distribuido, cuyos elementos emergen producto de las interacciones y relaciones entre elementos de niveles inferiores.

El nivel de paisaje se puede caracterizar sobre la base de tres atributos (Forman y Godron, 1986; Liu y Taylor, 2002):

- Patrón espacial: constituido por la composición y la estructura del paisaje. La composición del paisaje se refiere a los tipos de hábitats o elementos que están presentes, mientras que la estructura se refiere al arreglo espacial o físico de esos elementos en el paisaje.
- Procesos: tienen relación con el flujo de organismos, flujo de materia, flujo de energía y perturbaciones. Estos procesos son espacialmente dependientes de los patrones espaciales del paisaje. Por ejemplo, los organismos responden en forma diferente a los patrones espaciales según sus rasgos

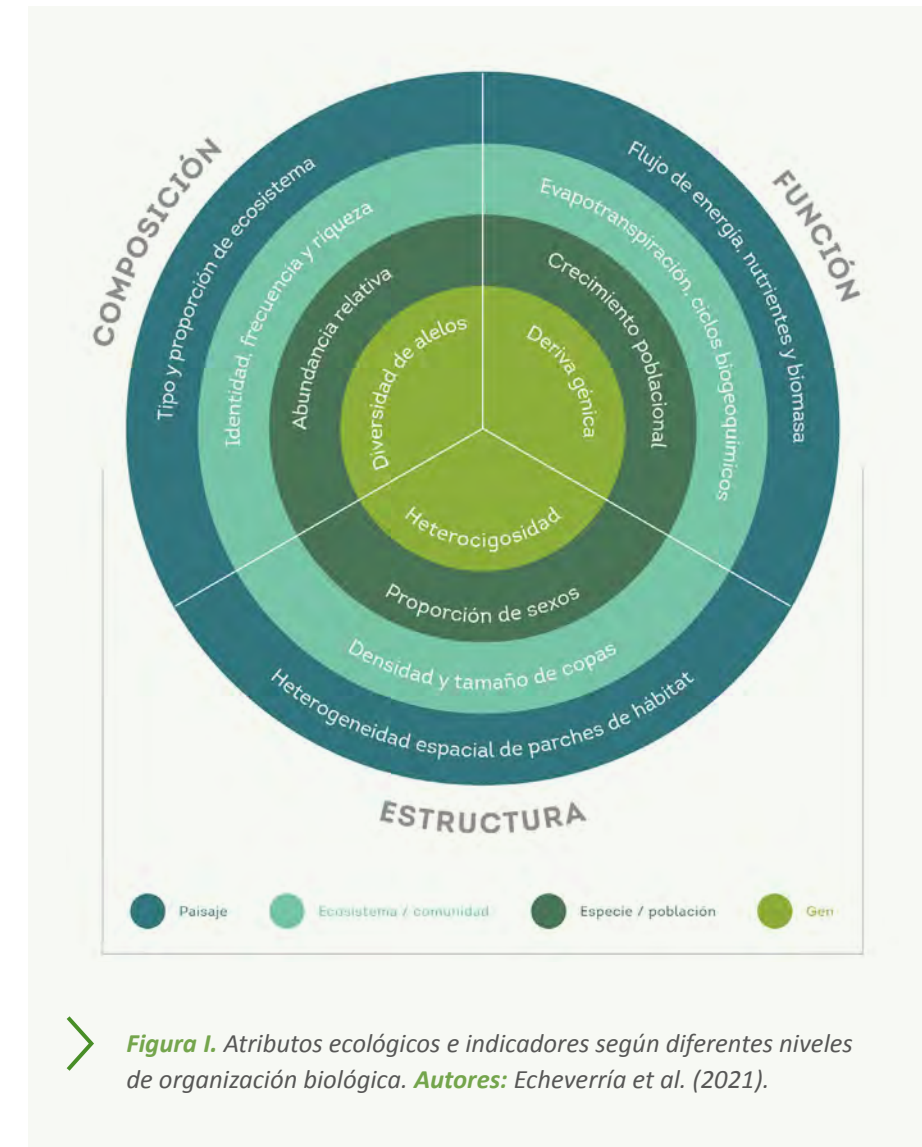


Figura 1. Atributos ecológicos e indicadores según diferentes niveles de organización biológica. Autores: Echeverría *et al.* (2021).

ecológicos, morfológicos, conductuales e historias de vida. Esta estrecha relación entre patrones y procesos de paisaje determina, a su vez, diversos procesos ecológicos, tales como el ciclo de nutrientes y la dinámica de poblaciones.

- Cambios: los patrones y funciones del paisaje pueden cambiar a través del tiempo, ya sea por origen humano o natural. Los cambios de uso y cobertura del suelo (p. ej., urbanización y habilitación para cultivos agrícolas) producen profundas alteraciones en los atributos del paisaje, lo cual a su vez tiene efectos importantes en los niveles inferiores de la biodiversidad, tales como el movimiento de individuos y flujo de genes. La mayoría de los cambios de origen humano son detonados por impulsores indirectos, como políticas económicas, legislación y necesidades socioeconómicas de las personas que habitan en los paisajes.

3. ¿Qué es la ciencia de sustentabilidad del paisaje?

En la última década ha crecido el interés por la ciencia de la sustentabilidad de los paisajes (en adelante, CSP) debido a su enfoque en comprender y mejorar las relaciones dinámicas entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano que suceden en los paisajes (**figura II**). La CSP es una ciencia basada en el entorno cuyo marco de trabajo busca relevar el rol de los patrones y procesos de paisaje al influenciar y mediar las interrelaciones entre biodiversidad, procesos y servicios ecosistémicos y bienestar humano (Wu, 2013). La CSP opera a una escala de paisaje, pero enfatiza de manera explícita las influencias de niveles inferiores y superiores de un sistema biológico jerárquicamente organizado. Además, esta disciplina busca entender la interrelación humano-naturaleza en paisajes reales y cómo esta relación varía producto de impulsores de cambio como los factores socioeconómicos, políticos, tecnológicos, naturales y culturales (Bürgi, Hersperger y Schneeberger, 2004). En la CSP se reconoce el rol clave que tienen la biodiversidad y los procesos ecosistémicos para la provisión de servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar de las personas (**figura II**).

En el marco de la CSP, la sustentabilidad de paisaje ha sido definida como la capacidad de un paisaje de proveerse consistentemente y en el largo plazo de los servicios ecosistémicos esenciales en un paisaje específico para la mantención y mejoramiento del bienestar humano (Wu, 2013). En términos operativos de la sustentabilidad, surge la pregunta: ¿qué debe ser sustentado? Existe una visión común acerca de que la biodiversidad, los procesos y los servicios ecosistémicos deben ser sustentados. Sin embargo, ¿qué sucede en aquellos paisajes donde una gran mayoría de las necesidades fisiológicas, psicológicas y espirituales de sus habitantes no están satisfechas?, ¿de qué manera y qué componentes de la CSP deberían ser manejados o restaurados para avanzar hacia la sustentabilidad de los paisajes?

En el contexto de la CSP, las instituciones representan un primer impulsor de cambios de los patrones y procesos de los paisajes, principalmente a través de la gobernanza y planificación de aquellos (**figura II**). De igual manera, el conocimiento local e indígena es otro impulsor indispensable en la planificación y manejo para mantener o recuperar la sustentabilidad de los paisajes. Estos impulsores tienen un rol clave en la conservación de la naturaleza, restauración de ecosistemas y manejo sustentable de los paisajes o de cualquier tipo de intervención que busque mejorar las relaciones entre naturaleza y seres humanos (Wu, 2021).

PAISAJE

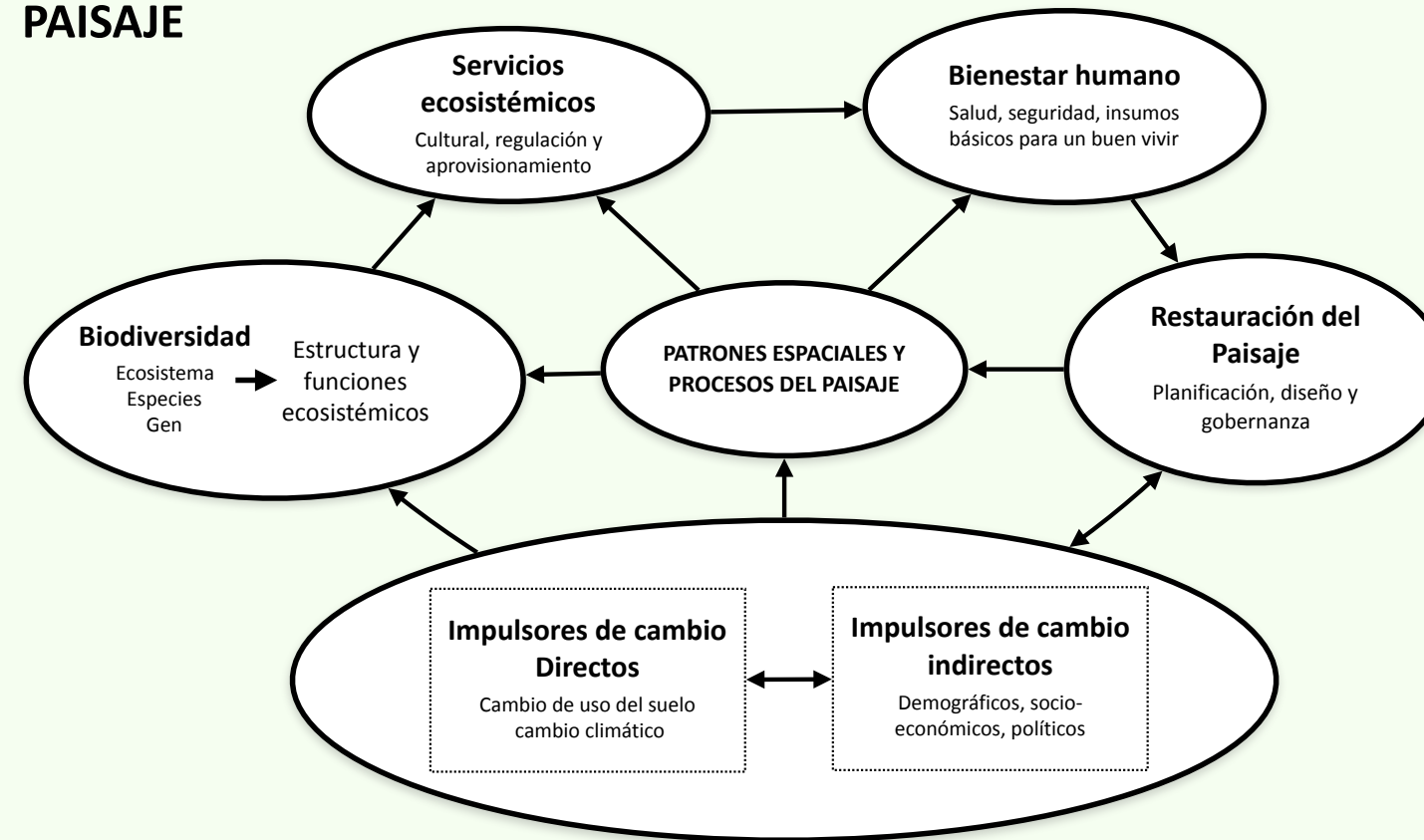


Figura II. Relación entre la restauración del paisaje y los componentes de la ciencia de la sustentabilidad del paisaje. La integridad ecológica se caracteriza en términos de los patrones espaciales y los procesos del paisaje y por el estado de la biodiversidad a diferentes niveles jerárquicos. Fuente: modificado de Wu (2013; 2021).

4. ¿Qué es la restauración de un paisaje?

Para entender la definición de la restauración del paisaje, es fundamental centrarse en el concepto de paisaje como un nivel dentro de la organización jerárquica de la diversidad biológica (**figura I**), así como en los principios clave de la CSP vistos anteriormente (**figura II**). Teniendo esto en cuenta, la restauración del paisaje puede definirse como un proceso planificado que busca recuperar la diversidad biológica y la integridad ecológica a nivel de paisaje y recuperar la capacidad de provisión a largo plazo de los servicios ecosistémicos de un paisaje específico, esenciales para el bienestar humano (Wu, 2013; Gann *et al.*, 2019). La restauración del paisaje busca recuperar la sustentabilidad del paisaje que se ha perdido producto de alteraciones antrópicas del paisaje. Específicamente, la restauración del paisaje busca modificar los patrones espaciales y los procesos del mismo con el fin de recuperar la integridad ecológica y la biodiversidad como base para una adecuada provisión de servicios ecosistémicos según el contexto específico.

Las actividades de restauración del paisaje deben basarse en el grado y los tipos de degradación de su biodiversidad e integridad ecológica, a saber: i) la composición de aquellos (los tipos y proporciones de los ecosistemas); ii) la estructura u organización espacial de las unidades de ecosistemas en el paisaje; y iii) las funciones a nivel de paisaje, incluyendo los flujos de energía, nutrientes y otros subsidios que son críticos para la provisión de los servicios ecosistémicos. Por lo tanto, la evaluación, la planificación, la ejecución y el seguimiento de las actividades de restauración del paisaje requieren enfoques a nivel de paisaje y una ejecución y seguimiento integrados. Los enfoques deben incluir objetivos de recuperación de los aspectos biofísicos del paisaje, pero también de los componentes culturales y socioeconómicos.

El marco conceptual de la CSP (**figura II**) es útil para entender la restauración del paisaje como un esfuerzo socioecológico, en el cual se coordinan e interactúan la planificación, diseño y gobernanza en el largo plazo. Dentro de este marco, la restauración del paisaje debería incluir las siguientes consideraciones:

- La planificación y diseño bajo un contexto geográfico implica una profunda comprensión de la relación entre biodiversidad, servicios ecosistémicos y bienestar humano.
- Para avanzar hacia la sustentabilidad del paisaje, es necesario que la planificación y diseño de la restauración sea un proceso de cocreación transdisciplinaria, con escenarios participativos que tengan en cuenta que las decisiones que se tomen afectarán a los patrones biofísicos y socioeconómicos del paisaje.
- La planificación está estrechamente conectada con la gobernanza del paisaje. Este es un sistema socioecológico y es la escala a la cual la mayoría de las decisiones relacionadas con el medio ambiente son tomadas y donde las instituciones y el conocimiento local e indígena se practican. La restauración del paisaje debe abordar procesos de toma de decisiones, arreglos institucionales, instrumentos de política y los valores subyacentes por los cuales las personas del territorio buscan recuperar la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y el buen vivir.
- Las acciones de restauración del paisaje deben tener una mirada intra- e intergeneracional, es decir, apuntar a recuperar la capacidad de satisfacer las necesidades de la generación actual, como también asegurar la capacidad de las generaciones futuras para suplir sus propias necesidades.

La restauración a nivel de paisaje varía respecto a la restauración a nivel de ecosistema en el sentido de que tiene el objetivo explícito de reparar los patrones espaciales y procesos del propio paisaje, en lugar de centrarse en la recuperación de y dentro de los ecosistemas individuales. Hasta la fecha, se ha prestado mucha menos atención a la reparación del paisaje que a la de los ecosistemas, incluso en las iniciativas de restauración que tienen lugar en grandes áreas geográficas. Sin embargo, dada la fuerte relación entre los patrones y procesos del paisaje y la prestación de servicios de los ecosistemas, existe una clara necesidad de aumentar el uso de la restauración del paisaje como herramienta para lograr los metas de la restauración.

5. ¿En qué consiste la evaluación de oportunidades de restauración del paisaje?

La restauración del paisaje implica definir con claridad la responsabilidad institucional para guiar el proceso, teniendo presente que se debe aplicar un

enfoque multisectorial. Así, también es necesario que la restauración del paisaje se articule con políticas nacionales o subnacionales y con compromisos y normativas sectoriales. Se recomienda aplicar un enfoque participativo en todo momento del proceso que incluya a participantes de diferentes grupos de interés, tales como usuarios de tierra, empresas, comunidades locales e indígenas, academia y expertos nacionales e internacionales, así como también instituciones gubernamentales.

Las principales etapas del proceso de identificación de oportunidades son:

- Identificación de tipos de degradación con actores. Las preguntas orientadoras que deberían hacerse a los participantes son: ¿qué tipo de degradación percibe?, ¿dónde ocurre y cuál es su extensión espacial y temporal?, ¿cuál es el origen de dicha degradación?, ¿cuál es su severidad? Los ejemplos más comunes de degradación del paisaje suelen ser: fragmentación y pérdida de hábitat, degradación de bosque nativo, pérdida de biodiversidad y pérdida de cantidad y calidad de agua, así como de diversidad cultural.



➤ **Figura III.** Talleres participativos para el mapeo de oportunidades de restauración a escala subnacional en Chile. De izquierda a derecha: identificación de tipos de degradación del paisaje, definición de objetivos y mapeo participativo de oportunidades de restauración.

- Definición de objetivos de restauración a partir de la identificación de los tipos de degradación. En caso de que sean múltiples, se sugiere realizar una priorización de los objetivos de restauración del paisaje de manera consensuada con sus actores clave. Es posible que la naturaleza de los objetivos sea diferente, es decir, algunos apunten directamente a componentes de la biodiversidad (el hábitat de una especie o ecosistema), así como también a recuperar la provisión de ciertos servicios ecosistémicos esenciales para las personas. Según el objetivo, se seleccionaron los criterios para evaluar las oportunidades de restauración.
- Mapeo de áreas de oportunidades de restauración. En esta etapa se sugiere usar indicadores o modelos espacialmente explícitos desarrollados en sistemas de información geográfica (en adelante, SIG) para identificar aquellos componentes del paisaje que requieren restauración. Adicionalmente, se puede aplicar un mapeo o SIG participativo mediante el cual los actores identifiquen los lugares aproximados de restauración. Esto último sirve para precisar los criterios de priorización a ser aplicados en el desarrollo de indicadores. Para cada objetivo de restauración, se deben generar uno o un conjunto de indicadores estandarizados para su posterior integración mediante herramientas de priorización espacial sistemática. A partir de esto se genera un mapa de prioridades de restauración para cada objetivo, definido también como mapa integrado.

Ante la complejidad de planificar la restauración de paisajes y la necesidad de consensuar metodologías que se ajusten a las necesidades globales, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y el World Resource Institute (WRI) elaboraron la Metodología de Evaluación de Oportunidades de Restauración (en adelante, ROAM, conocida así por sus siglas en inglés) (IUCN y WRI, 2014). Esta metodología contempla el involucramiento de actores clave (mejor conocimiento del territorio) y el análisis de datos y documentos científico-técnicos (mejor ciencia) para la evaluación de oportunidades. Las características principales de la ROAM son:

- Trabajo participativo para la identificación de prioridades de restauración a escala de paisaje.
- Participación de representantes de diferentes sectores, como el público, agencias de desarrollo, empresas privadas y usuarios finales de ecosistemas.
- Utilización de una dinámica de trabajo grupal para identificar información clave en el proceso de toma de decisiones de restauración.
- Generación de mapas de necesidades de restauración de acuerdo con objetivos específicos planteados por usuarios finales.

6. ¿Qué incluye el monitoreo y evaluación de la restauración del paisaje?

Al igual que la restauración a nivel de ecosistema, el monitoreo y evaluación de la restauración a nivel de paisaje requiere distintos componentes de seguimiento, que incluyen la evaluación del grado de: i) coherencia de la restauración con las áreas prioritarias identificadas en el proceso participativo; y ii) cumplimiento de los objetivos del proyecto y los impactos generales de la restauración. Es fundamental evaluar el uso de la priorización espacial desarrollada durante las fases de planificación y diseño de la restauración, dada la gran inversión en la planificación espacial, a menudo por parte de un gran número de interesados. Si la priorización no se aplica eficazmente, es importante entender por qué. Para ello, los datos sobre la ubicación geográfica, la extensión y los tipos de ecosistemas deben compararse con el plan de priorización del paisaje. Para permitir la inferencia y la gestión adaptativa, si es posible, también deberían recogerse datos sobre las razones políticas, socioeconómicas, culturales y prácticas para desviarse del plan de priorización. La recopilación de estos datos requerirá probablemente el uso de encuestas; cuando este sea el caso, se debe tener cuidado de seguir las normas éticas para entrevistar a las personas, incluyendo el establecimiento de un consentimiento libre e informado y la participación de científicos sociales con expertos relevantes cuando el equipo del proyecto carezca de experiencia o capacidad.

La evaluación de la eficacia de la restauración del paisaje requiere evaluar, también, si se han abordado las amenazas del paisaje y si se han alcanzado los objetivos de patrones espaciales y funcionalidad del paisaje. La eficacia sólo puede evaluarse si el plan de restauración incluye objetivos específicos y medibles de patrones espaciales y procesos del paisaje, así como de los servicios ecosistémicos que se derivan de ese tipo de procesos. Aunque los principios del monitoreo de la eficacia son similares entre la restauración a nivel de ecosistema y a nivel de paisaje (comparando los resultados de la restauración con un objetivo predefinido), los indicadores son diferentes. La perspectiva de paisaje incluye la comprensión de los procesos físicos y bióticos y de las alteraciones naturales y antrópicas que operan a nivel de paisaje. Por ende, los indicadores de monitoreo de su restauración deberían incluir: mediciones periódicas de variables físicas, tales como el flujo hídrico, la inundación, la erosión, la sedimentación y deposición de nutrientes o los movimientos de elementos químicos, entre otras; variables bióticas, como la dispersión y colonización, la migración de individuos de especies focales o el flujo de genes, por poner algunos ejemplos; y variables de cambio, tales como la construcción de embalses, el cambio de uso del suelo, las anomalías en el régimen de precipitación y temperaturas, los desastres naturales o las plagas.

Aunque los objetivos y el diseño de la restauración del paisaje difieren de la restauración a nivel de ecosistema, las actividades de ambos se implementan a escala de sitio. La evaluación de los impactos de la restauración del paisaje (has-

ta qué punto lo que se ha hecho ha provocado un cambio) es compleja, dada la necesidad de disociar los cambios del nivel de fondo a lo largo del tiempo de los efectos del tratamiento. Debido a la gran variación interanual en la mayoría de los sistemas socioecológicos, la mejor práctica para evaluar los efectos de la gestión de los ecosistemas consiste en comparar el estado del sistema (en este caso, el paisaje) después de la restauración con la situación en la que habría estado el sistema si no se hubiera producido dicha actuación (Nelson, 2021). En el caso de la restauración a nivel de ecosistema, este estado se determina utilizando un diseño antes-después-control-impacto (en adelante, A-D-C-I) en el que se comparan los cambios antes y después del tratamiento en los lugares del proyecto con los cambios durante el mismo periodo de tiempo en los lugares de control (es decir, lugares que tienen niveles de degradación similares a los del lugar del proyecto pero que no están destinados a la restauración). Sin embargo, rara vez es posible identificar y mantener un paisaje de control, lo que restringe el uso del diseño A-D-C-I. Aunque es posible evaluar los cambios en un paisaje a lo largo del tiempo (es decir, de antes a después de la restauración) sin utilizar un control, este enfoque del monitoreo confunde la variación temporal con los efectos de la restauración. Por esta razón, las evaluaciones de los efectos de la restauración a nivel de paisaje deben diseñarse juntamente con la evaluación de las actividades a nivel de ecosistema. Sin embargo, los ecosistemas están anidados dentro de los paisajes y no se dan de forma aislada, por lo que es necesario evaluar los impactos acumulativos de los tratamientos a través de los paisajes, especialmente para los componentes del ecosistema que no pueden ser evaluados a escala de sitio. Es necesario desarrollar enfoques innovadores para el monitoreo de la restauración a nivel de paisaje a fin de mejorar tanto la eficiencia de los costos como la fiabilidad de la inferencia del monitoreo de la restauración del paisaje.

La armonización de los enfoques de seguimiento entre proyectos y programas y el intercambio de resultados en plataformas globales son claves para maximizar el aprendizaje sobre los resultados de la restauración del paisaje. Se han desarrollado varios marcos mundiales de indicadores de seguimiento (por ej.: FAO y UNEP, 2022) y existen múltiples plataformas para compartir los resultados (por ej.: Framework for Ecosystem Restoration Monitoring (FERM) <https://ferm.fao.org/>). En el contexto del Decenio de las Naciones Unidas para la Restauración de los Ecosistemas, se está trabajando para aumentar la accesibilidad de estas plataformas para la comunidad mundial de la restauración, con el fin de mejorar la síntesis de los conocimientos.

Casos prácticos recomendados

[66 NOGUÉN CHILE](#)

Bibliografía

Aronson, J. y Alexander, S. (2013) Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves, *Restoration Ecology*, 21(3), pp. 293-296.

Bürgi, M., Hersperger, A. y Schneeberger, N. (2004) Driving forces of landscape change – current and new directions, *Landscape Ecology*, 19, pp. 857-868.

CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). (2023) La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: en la mitad del camino hacia 2030. Objetivos, metas e indicadores (LC/PUB.2023/13-P), Santiago.

Echeverría, C. *et al.* (2021) Mas allá de la deforestación: restauración ecológica de bosques nativos en el Parque Nacional Nonguén, Chile. Concepción. Washington D.C.: Initiative 20x20. Disponible en: <https://initiative20x20.org/es/publications/mas-alla-de-la-deforestacion-restauracion-ecologica-de-bosques-nativos-en-el-parque>

FAO y UNEP. (2022) Global indicators for monitoring ecosystem restoration – A contribution to the UN Decade on Ecosystem Restoration. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9982en>

FAO, IUCN-CEM, y SER (2021) Principles for Ecosystem Restoration to Guide the United Nations Decade 2021–2030. Contributing authors: C.R. Nelson, A. Romero, J. Hallett, J. Aronson, E. Cohen-Shacham, A. Diederichsen, and M.R. Guariguata. Rome, FAO.

Forman R.T.T. y Godron, M. (1986) *Landscape Ecology*. New York: John Wiley and Sons.

Gann G.D., T. McDonald, B. Walder, J. Aronson, C.R. Nelson, J. Jonson, J.G. Hallett, C. Eisenberg, M.R. Guariguata, J. Liu, F. Hua, C. Echeverría, E. Gonzales, N. Shaw, K. Decler, and K.W. Dixon. (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27(S1): S1–S46.

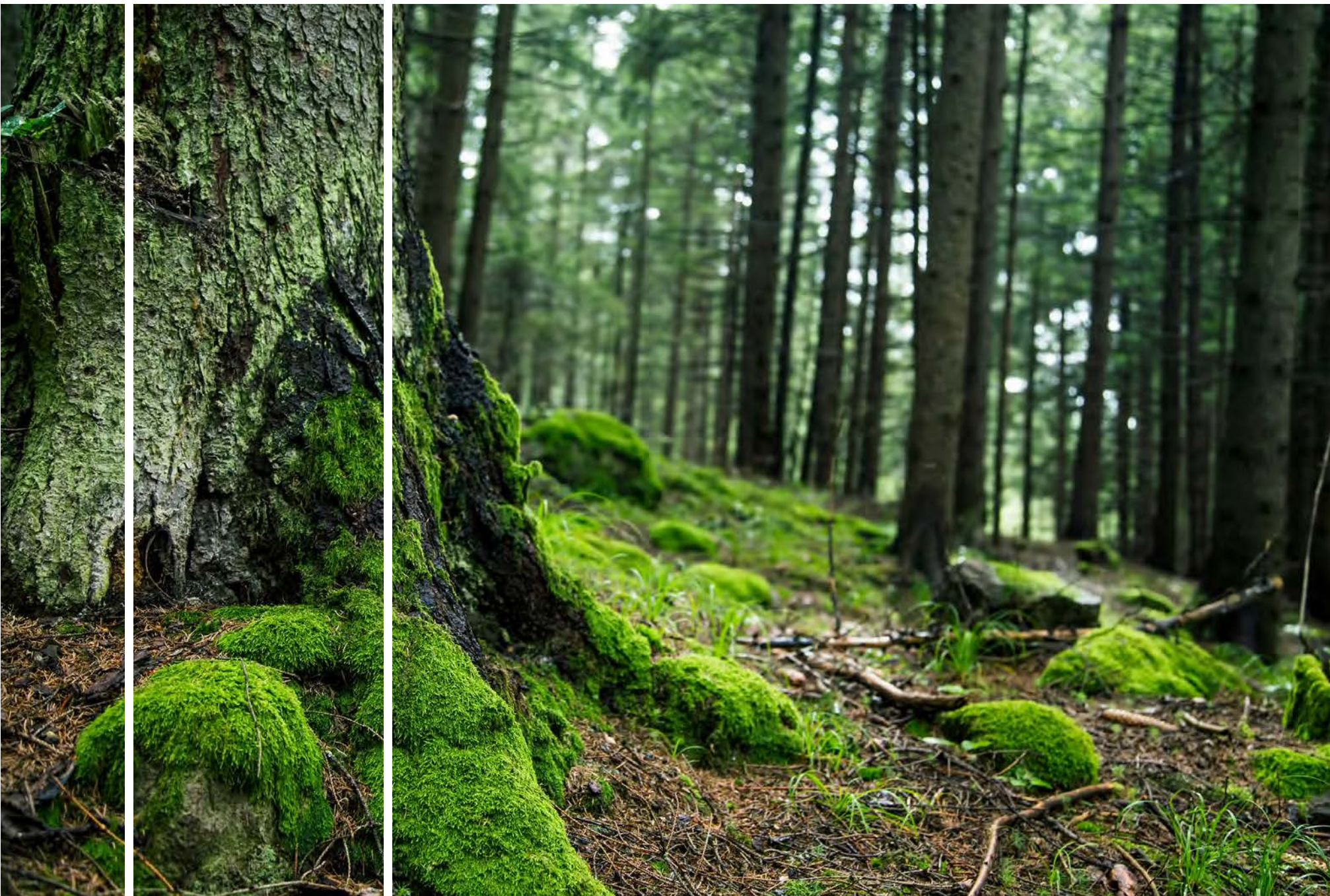
IUCN, WRI (2014) Guía sobre la Metodología de evaluación de oportunidades de restauración (ROAM): Evaluación de las oportunidades de restauración del paisaje forestal a nivel nacional o subnacional. Gland, Suiza: World Resources Institute.

King A. (2005) Hierarchy theory and the landscape... level? or, Words do matter. En: Wiens, J.A. y Moss, M.R. Eds. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. pp. 29-35.

Liu, J. y Taylor, W. (2002) *Integrating landscape ecology into natural resources management*. Cambridge: Cambridge University Press.

Wu, J. (2013) Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes, *Landscape Ecology*, 28, pp. 999-1023.

Wu, J. (2021) Landscape sustainability science (II): core questions and key approaches, *Landscape Ecology*, 36, pp. 2453-2485.



18. Bloque temático

Restauración de interacciones: complejidad

David Moreno Mateos^{1, 2}

¹School of Geography and the Environment. University of Oxford. Reino Unido.

²Basque Center for Climate Change (BC3). Fundación IKERBASQUE.

1. Introducción

Junto al gran crecimiento de acciones y estrategias de restauración que ha existido en las últimas dos décadas (Naciones Unidas, 2020; Comisión Europea, 2021; Climate Focus, 2016), han aparecido evaluaciones de los resultados de la restauración en una gran cantidad de ecosistemas (Moreno-Mateos *et al.*, 2012; Meli *et al.*, 2017; Mccrackin *et al.*, 2017; Palmer, Hondula y Koch, 2014). Estas evaluaciones aportan resultados consistentes, independientemente del tipo de ecosistema en: i) que los ecosistemas restaurados sólo recuperan parcialmente su estructura, funciones y servicios tras décadas o siglos; y ii) que la restauración activa no tiene por qué resultar en una recuperación más rápida que la pasiva. Esto nos indica que hay una gran cantidad de lagunas en el conocimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas que nos impedirán tener una restauración que les permita recuperarse a un estado de complejidad similar al que tenían antes de ser degradados.

Para mejorar los resultados de la restauración, diversas estrategias internacionales están proponiendo nuevos estándares que sugieren que nos centremos en aspectos más complejos de los ecosistemas, como por ejemplo la composición de especies, las relaciones tróficas, las interacciones planta-animal o el flujo genético entre comunidades (Gann *et al.*, 2019). La teoría más avanzada de la restauración recomienda nuevos enfoques para mejorar los resultados de la misma basados en mejorar nuestro entendimiento de los procesos ecológicos: *v. g.*, restaurar siguiendo un enfoque de metacomunidades, es decir, comunidades que dependen unas de otras en el paisaje (Montoya, 2021; Moreno-Mateos *et al.*, 2020). Esto implicaría, por ejemplo, restaurar en función de las necesidades de dispersión de las especies que forman islas forestales en matrices agrícolas, incluyendo fundamentalmente plantas y microorganismos de suelo (bacterias y hongos relacionados con la descomposición y el crecimiento de las plantas). Otro enfoque sería integrar las redes de interacción con los rasgos funcionales y la estructura filogenética de las especies. Una muestra de este enfoque sería elegir qué hongos micorrícicos tienen un papel más relevante en el crecimiento o la condición de especies de plantas con funciones inusualmente importantes en el ecosistema (Raimundo, Guimarães y Evans, 2018; Montoya, 2021). Un ejemplo sería usar plántones inoculados con ectomicorrizas específicas que favorecen su condición física y la de especies de plantas que sabemos que tienen funciones ecológicas diferenciadas y clave. En una restauración forestal, podríamos elegir plantas que favorecen el crecimiento de la cobertura vegetal, otras especies que favorecen la acumulación de materia orgánica de calidad para los microorganismos del suelo y otra especie que favorece la fru-

givoría, cada una inoculada con especies de hongos ectomicorrícicos que mejoran su condición física.

Otros enfoques teóricos sugieren que para reducir la actual variabilidad inherente a la restauración deberíamos adquirir un conocimiento *a priori* sobre el estado inicial, los procesos estocásticos característicos de las zonas a restaurar, los efectos de escala y las dinámicas particulares de ensamblaje de comunidades (Brudvig y Catano, 2021; Fraterrigo, Langille y Rusak, 2020). Este enfoque resalta la crítica necesidad de generar un conocimiento de base incluyendo, al menos, estos cuatro factores antes de empezar la restauración, que podría incorporarse en el diagnóstico ecológico del escenario y orientar los objetivos de restauración y las acciones a desarrollar. En general, estos y otros avances recientes en restauración coinciden en la urgente necesidad de contar con un mayor nivel de complejidad cuando medimos el cambio en los ecosistemas tras la restauración, en concreto al incorporar factores ambientales que operan a grandes escalas (el cambio climático o la dispersión) y un enfoque dinámico que permita entender el ecosistema como un ente flexible a lo largo de todo el proceso de recuperación.

2. Implicaciones

Favorecer la complejidad de los ecosistemas tiene el objetivo principal de acelerar el proceso de recuperación del ecosistema restaurado. Este efecto conlleva que los mismos serán más resilientes y resistentes a impactos futuros, incluyendo una mayor adaptabilidad al cambio climático, por ejemplo. Los ecosistemas complejos con una mayor cantidad de interacciones que son redundantes y con una mayor diversidad de las mismas les permiten tener más alternativas cuando las especies desaparecen o aparecen, o cuando un impacto altera el sistema. Los ecosistemas con una alta complejidad en este sentido suelen ser más estables (Pimm, 1984), lo que también afecta a la estabilidad de los posibles beneficios que puedan obtenerse de ellos. Aunque este enfoque está aún en un estado incipiente, algunos estudios han explorado el potencial de la restauración con esta perspectiva considerando la complejidad, y han encontrado, *v. g.*, que restaurar las interacciones entre especies puede incrementar la capacidad de recuperación del ecosistema frente a nuevos cambios (Kaiser-Bunbury *et al.*, 2017; Wagg *et al.*, 2019), por ejemplo, introduciendo especies con funciones redundantes (plantas con flor que atraen a los mismos polinizadores). Otros estudios han mostrado que los ecosistemas restaurados pueden tener menos interacciones que los no perturbados (Forup *et al.*, 2008; Ribeiro da Silva *et al.*, 2015), aunque pueden tener un mejor funcionamiento que los degradados (Kaiser-Bunbury *et al.*, 2017). Ese enfoque necesita un gran desarrollo en el futuro, en primer lugar, para entender cómo se recuperan los procesos que favorecen la compleji-

dad. En segundo lugar, debemos definir acciones que permitan acelerar esos procesos en la práctica de la restauración. En el siguiente apartado se proponen algunas directrices basadas en el limitado conocimiento actual para incrementar la complejidad en la medida de lo posible, lo que es recomendable considerar a la hora de diseñar un proyecto de restauración.

3. Recomendaciones

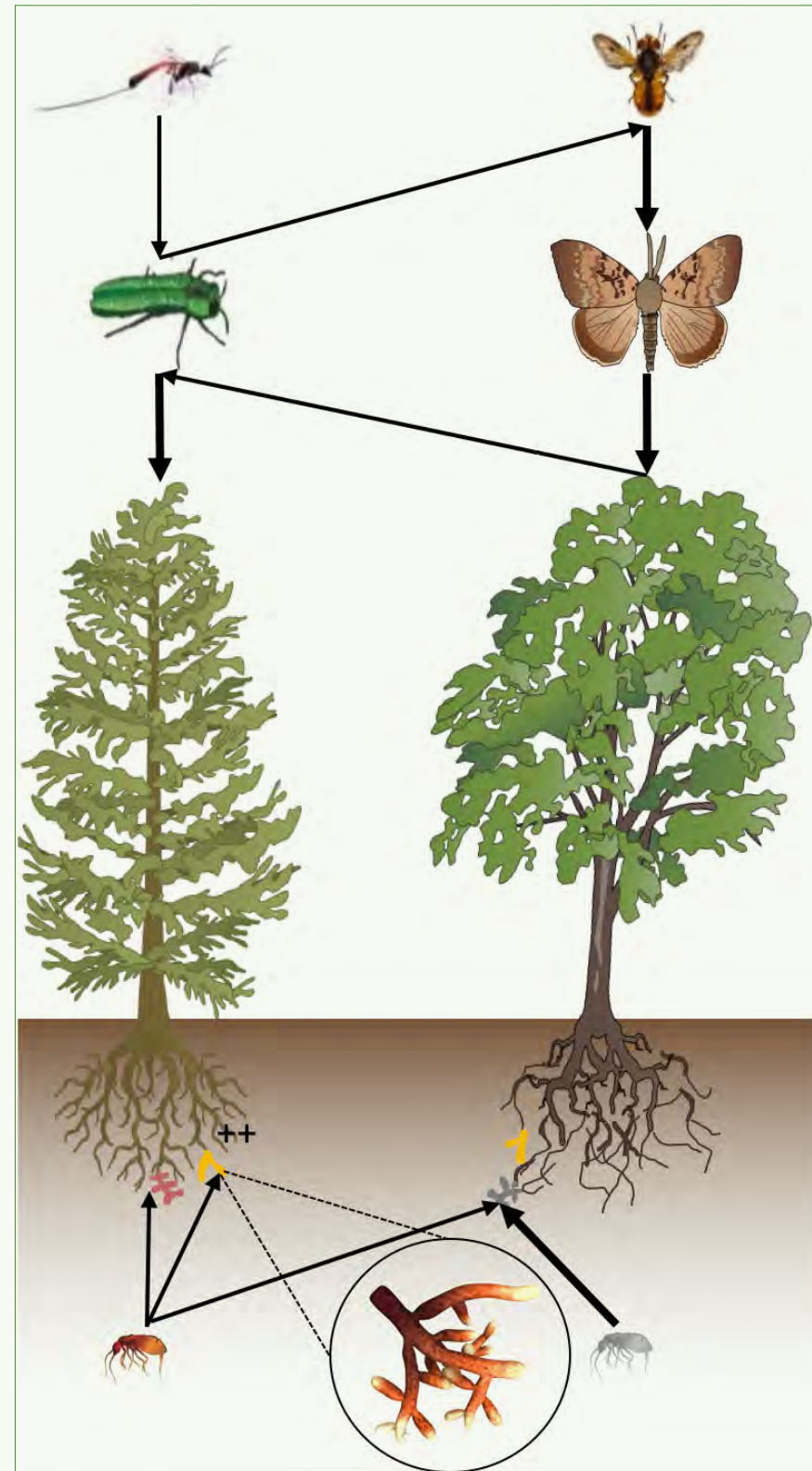
Desde una perspectiva práctica, para incrementar la complejidad de los ecosistemas restaurados se podrían seguir los siguientes pasos. El primero consistiría en realizar un estudio previo de la ecología del sitio a restaurar basado en el estado de la zona degradada y en la zona de referencia, tanto durante el diagnóstico ecológico del espacio a restaurar como al seleccionar el referente. Esto permitirá identificar las especies que no están presentes que puedan tener un papel ecológico inusualmente importante en la estructura y la función del ecosistema, lo que hemos llamado anteriormente «especies clave de la metacomunidad». Por ejemplo, en el caso de la restauración de un pastizal, podrían ser especies que son seleccionadas por un mayor número de polinizadores en suelos inoculados que favorezcan la presencia de especies únicas de alto valor de conservación y especies con alta producción de biomasa (Kozioł *et al.*, 2018). Idealmente, se debería implementar una secuencia de introducciones de las especies importantes para acelerar el proceso de sucesión ecológica y, por tanto, la recuperación del ecosistema restaurado. La reintroducción de estas especies importantes podría asegurar la presencia de interacciones clave en el funcionamiento del ecosistema, como la producción de semillas de especies clave facilitada por la polinización y un microbioma del suelo saludable. La restauración de estas especies importantes también puede ayudar a establecer las escalas espaciales y temporales del proyecto o el programa de restauración. Por ejemplo, en muchas ocasiones las especies necesitan un mosaico de hábitats diferentes en los que cubren sus necesidades (alimento, refugio, nidificación, etc.), que conviene considerar en el proyecto de restauración, porque, si sólo se ofrecen espacios que cubren parte de los requerimientos, la reintroducción y supervivencia de estas especies clave puede quedar seriamente comprometida (Brose *et al.*, 2004; Arrizabalaga-Escudero *et al.*, 2015). Este sería el caso, entre otros, de ciertos polinizadores que necesitarían una cantidad mínima de hábitat, que puede estar fragmentado siempre y cuando la conectividad sea posible, para así mantener su papel como polinizador (Harrison, Murphy y Ehrlich, 1988). En este primer paso, si queremos entender la situación del microbioma del suelo y su potencial papel en el proceso de recuperación, podríamos hacer análisis genómicos para conocer la comunidad de hongos y bacterias. Dado el decreciente coste de estas técnicas y la cantidad de gente que es capaz de procesar los datos que salen del análisis, cada día será más sencillo poder tener un detallado conocimiento de estas comunidades, del estado general de la salud del suelo por los profesionales y de la necesidad de reintroducir estas especies en suelos degradados. En zonas sin un conocimiento base establecido, esta fase puede requerir entre uno y

tres años dependiendo de la complejidad del ecosistema y de la situación legal y socioeconómica. Cuanta más información acumulemos sobre la zona a restaurar, más se incrementan las opciones de que las acciones que tomemos tengan los resultados deseados.

Una vez establecido el conocimiento base de la zona de estudio, el segundo paso sería empezar a modificar la zona de trabajo a fin de crear las condiciones necesarias para que las especies clave puedan desarrollarse. De nuevo, esto es algo que se deberá desarrollar de forma secuencial, y es posible que en los primeros años sólo se puedan introducir especies pioneras que generen algunas condiciones básicas para que más tarde se establezcan las especies clave. Por ejemplo, podría ser necesario introducir especies que ayuden a incrementar el carbono orgánico del suelo y especies que aumenten la concentración de compuestos de nitrógeno, elementos frecuentemente agotados en los suelos degradados. En este paso se incluirían acciones para recuperar la topografía y la dinámica hidrológica, en caso necesario, para conducir el escenario a una situación similar a la que existía antes de la degradación. Como se ha mencionado en esta guía y en la mayoría de los manuales de restauración (Holl, 2020), esta fase debe ser adaptativa, es decir, debe evaluarse periódicamente para ver si se han cumplido los objetivos de establecer las especies clave y, si no se ha conseguido, se deben evaluar las causas que lo han impedido y definir nuevas acciones para que ocurra. Este proceso de gestión adaptativa debe ocurrir a escalas temporales acordes con el proceso de recuperación, lo que en la mayor parte de los casos se produce a escalas de muchas décadas o siglos. El no aceptar la escala temporal real del proceso de restauración de un ecosistema implicará invariablemente una disminución del éxito de la restauración. De forma simultánea con el primer y segundo paso, se deberán evaluar e integrar las necesidades y limitación ejercidas por el contexto socioecológico de la zona de trabajo. Este aspecto se define en más detalle en otros capítulos de esta guía y en otros trabajos (Holl, 2020).

4. Técnicas

La cantidad de técnicas específicamente desarrolladas para incrementar la complejidad de los ecosistemas en el proceso de restauración está aún en un estadio inicial (tabla I). Una gran parte del trabajo se ha centrado en potenciar la polinización, como se comenta en el capítulo dedicado a ello en esta guía, y de forma creciente en la utilización de suelos o plantas inoculadas (Koziol *et al.*, 2021; Wubs *et al.*, 2016; Maltz y Treseder, 2015). De esos y otros estudios, las conclusiones más importantes que se pueden sacar son: que la inoculación, bien de la planta, bien del suelo en su conjunto, afecta positivamente al crecimiento de la primera; y, en menor medida, que las plantas son resistentes frente a los ataques de los insectos. Este efecto es claro en los casos en los que la fuente del inóculo es natural y no de inóculo comercial (Maltz y Treseder, 2015). Otra forma de incrementar la complejidad es el favorecimiento de las interacciones con las aves como mediadores de la dispersión (Aavik y Helm, 2018).



Parasitoides. Las larvas de estos insectos se alimentan y desarrollan del cuerpo de otro insecto. En este caso se incluyen parasitoides de especies de insectos que son plagas forestales.

Insectos herbívoros. Tanto larvas como adultos se alimentan de diferentes tejidos del árbol.

Esta red incluye un amplio espectro de interacciones biológicas (Moreno-Mateos *et al.* 2020): participan tres reinos de organismos (plantas, hongos y animales), dos tipos de redes (mutualistas y antagonistas), cuatro tipos de interacciones (herbivoría, fungivoría, parasitismo y micorrización) y vinculando organismos de superficie y subterráneos. El grosor de la línea representa la fuerza de la interacción. Algunos elementos son cortesía de Integration and Application Network, University of Maryland Center for Environmental Science (ian.umces.edu/symbols/).

Hongos ectomicorrícicos. Estos hongos establecen una relación simbiótica con la planta. El micelio del hongo forma un entramado entre las células de la raíz del árbol de forma que el árbol recibe del hongo nutrientes (compuestos de nitrógeno y fósforo) y agua y el hongo recibe productos fotosintéticos (polisacáridos).

Colémbolos fungívoros. Microartrópodos del suelo que se alimentan en gran medida de hongos, incluyendo hongos ectomicorrícicos que están en simbiosis con las raíces del árbol.

Figura 1. Descripción conceptual de las redes. Autores: Viter8/Dreamstime (imagen de la avispa); Alexander Hasenkamp/Dreamstime (imagen de la mosca); Bearsky23/Dreamstime (imagen del barrenador); Tactive Studio/Dreamstime (imagen de la micorriza); the Integration and Application Network, University of Maryland Center for Environmental Science (imágenes del collembola, el árbol y la polilla; ian.umces.edu/symbols/). Autor del conjunto: David Moreno Mateos.

Acción	Implementación	Resultados
Enmendar el suelo para asegurar que las especies a introducir tengan las condiciones adecuadas. Eso es esencial, por ejemplo, en suelos de antiguas minas.	Puede incluir enmendar el suelo para reducir el pH, incrementar la capacidad de retención de agua con materia orgánica o añadir fertilizantes.	Favorecer el establecimiento y el crecimiento de la comunidad microbiana del suelo y de la comunidad vegetal que será introducida posteriormente.
Introducir inóculo suelo.	Recolectar pequeñas cantidades de suelos de una zona bien conservada que se colocan de forma planificada en aquella que se va a restaurar.	Favorecer el establecimiento y el crecimiento de las plantas. Puede facilitar la resistencia frente a la herbivoría.
Introducir inóculo cultivado.	Inoculación directa de la planta con inóculo cultivado específicamente seleccionado para las especies de planta. Similar a las encinas inoculadas con trufa negra.	Favorecer el establecimiento y el crecimiento de las plantas. Puede facilitar la resistencia frente a la herbivoría.
Introducir especies de plantas con papeles críticos en la comunidad, como por ejemplo aquellas que atraen aves que favorecen la dispersión.	Seleccionar entre dos y cinco especies de plantas que produzcan frutos utilizados por muchas especies que a su vez ayuden en la dispersión.	Reducción en el número de plantas a introducir. Incremento de las poblaciones de aves que dispersaran otras especies procedentes de lugares cercanos que no han sido introducidas en el proceso de restauración.
Introducir especies de microorganismos con papeles críticos en la comunidad del suelo.	Inoculación con especies de hongos y bacterias involucradas en los procesos de descomposición de la materia orgánica.	Aceleración del proceso de descomposición, creando compuestos más fácilmente asimilables por los organismos del suelo.

Tabla I. Acciones para incrementar la complejidad de los ecosistemas. Estas acciones se deben complementar entre ellas; sólo en ocasiones concretas puede ser más efectivo para el proceso de recuperación utilizar acciones aisladas. No se incluyen acciones para favorecer la polinización porque se describen en el capítulo dedicado a ello.


5. Indicadores

Uno de los grandes retos de la restauración es medir su efectividad a lo largo del tiempo. El reto principal radica en usar medidas que incorporen la mayor cantidad de complejidad de forma que asegure que realmente es representativa de la enorme cantidad de interacciones, procesos y funciones que caracterizan cualquier ecosistema (tabla II). Frecuentemente, se encuentra que algunos componentes de los ecosistemas que incluyen poca información ecológica, como la diversidad biológica, se recuperan antes que componentes que incluyen más información ecológica, como la composición de especies (Rozendaal *et al.*, 2019). La escala de tiempo del proceso de recuperación puede variar entre una pocas décadas para la diversidad hasta varios siglos para la composición de especies (Curran *et al.*, 2014). Existe la hipótesis de que, si se usan medidas que incluyen gran cantidad de información ecológica, como por ejemplo la estructura de la redes de interacción y las funciones que emergen de esas interacciones, el periodo de recuperación puede ser mucho más largo, probablemente de varios siglos o incluso milenios (Moreno-Mateos *et al.*, 2020). Una forma de evaluar la evolución de los ecosistemas restaurados es compararlos con otros de referencia que no han sido degradados o que han sido notablemente menos degradados (tabla II; figura II). En este sentido, es importante considerar que los ecosistemas restaurados normalmente nunca llegarán a ser idénticos a los de referencia, pero sí puede ayudarnos a entender si se va en una dirección más o menos adecuada. Una alternativa es comparar los ecosistemas restaurados con otros con su misma perturbación, o medir desde antes de que se implemente la restauración. En este caso, será posible evaluar el cambio respecto al punto cero, pero no será posible evaluar la dirección de la trayectoria del proceso de recuperación.



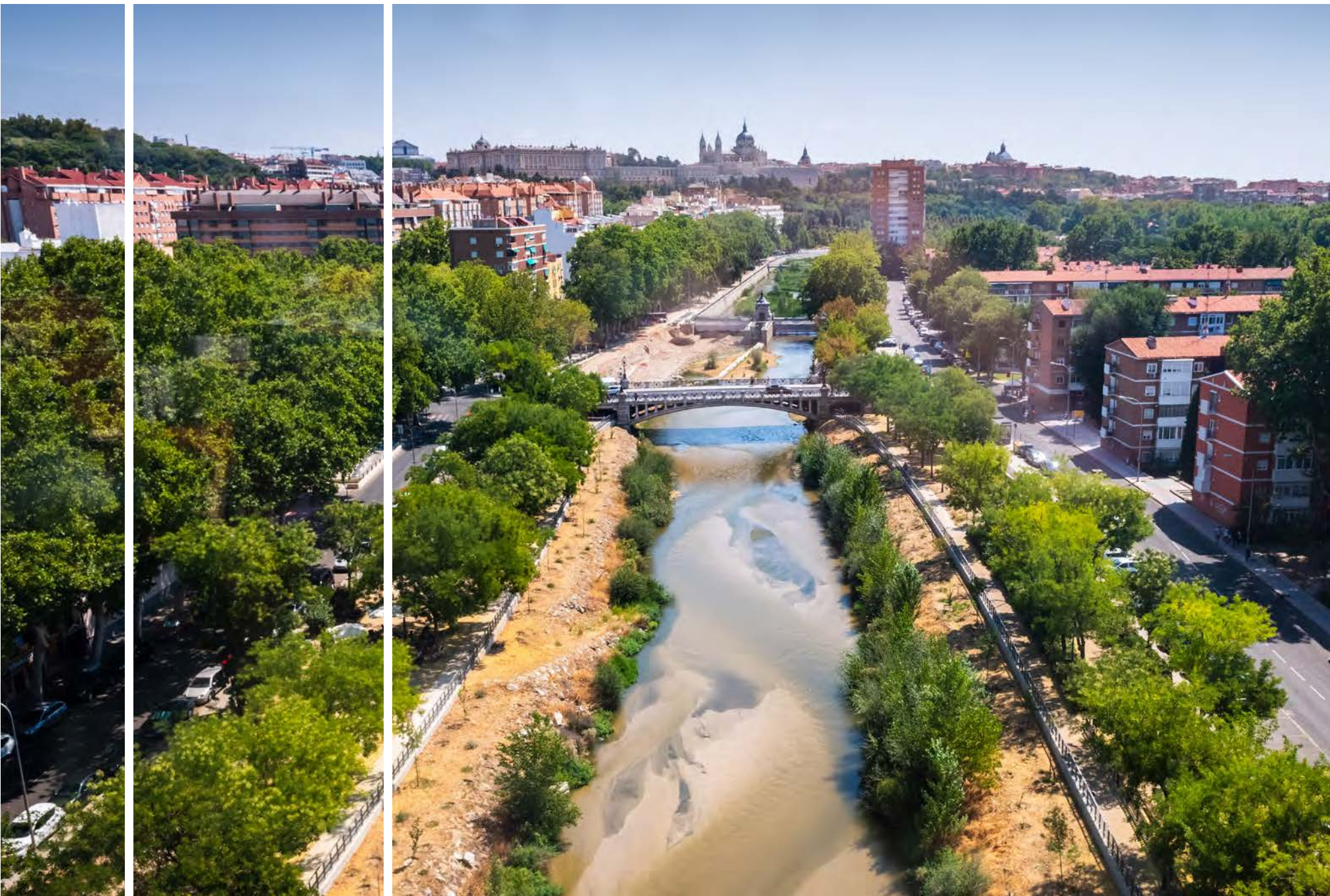
Figura II. Los bosques antiguos pueden ser usados como referencias. La complejidad de los bosques antiguos, como este bosque templado del este de Estados Unidos, puede proporcionar una visión única de las interacciones y funciones del ecosistema. Esto nos puede ayudar a elegir especies de plantas, microbios del suelo, composición química del suelo y estructura vegetal, entre muchas otras, para su uso en restauración. **Autor:** David Moreno Mateos.

Medida	Técnica de medición	Resultado
Similaridad taxonómica y funcional de las especies de plantas.	<p>Conteo de la comunidad de plantas en parcelas de la zona restaurada comparadas con la zona de referencia.</p> <p>Identificación de rasgos funcionales.</p>	Diferencia taxonómica y funcional entre las comunidades de plantas e insectos.
Similaridad de la comunidad microbiana del suelo.	<p>Secuenciación del ADN fúngico y bacteriano del suelo.</p> <p>Asignación funcional de los taxones identificados usando herramientas existentes (por ejemplo, Nguyen <i>et al.</i>, 2016) <i>researchers currently lack a simple and consistent way to sort large sequence pools into ecologically meaningful categories. We address this issue by introducing FUNGuild, a tool that can be used to taxonomically parse fungal OTUs by ecological guild independent of sequencing platform or analysis pipeline. Using a database and an accompanying bioinformatics script, we demonstrate the application of FUNGuild to three high-throughput sequencing datasets from different habitats: forest soils, grassland soils, and decomposing wood. We found that guilds characteristic of each habitat (i.e., saprotrophic and ectomycorrhizal fungi in forest soils, saprotrophic and arbuscular mycorrhizal fungi in grassland soils, saprotrophic, wood decomposer, and plant pathogenic fungi in decomposing wood.</i></p>	Diferencias taxonómicas y funcionales entre la comunidades microbianas del suelo.
Tasas de respiración.	<p>Respirometría (por ejemplo, analizadores de flujos de gas). Mide las emisiones de CO₂ del suelo como consecuencia de la descomposición microbiana de la materia orgánica. Esta medida se debería relacionar con la composición funcional de las comunidades microbianas.</p>	Diferencia de las tasas de respiración del suelo entre la zona restaurada y la de referencia. Estarán afectadas por la humedad y temperatura del suelo.
Contenido de nutrientes en el suelo.	<p>Análisis de las concentraciones de nitrógeno orgánico y fósforo asimilable en el suelo. Esta medida debería ser relacionada con la de similaridad de la comunidad microbiana.</p>	Diferencia de las concentraciones de nutrientes entre la zona restaurada y la de referencia. Altas concentraciones comunes en suelos postagrícolas afectarán a la composición microbiana y vegetal.
Estructura de las redes de interacción.	<p>Aunque esta es una medida más avanzada, una vez establecida la técnica de análisis, su replicación es accesible a cualquier profesional. Implicaría relacionar las medidas iniciales tomadas de la comunidad de plantas y microbios del suelo y realizar un análisis de la estructura de la red. Dará información sobre la vulnerabilidad de la comunidad a futuros impactos.</p>	Diferencia entre las redes de interacción de las zonas restauradas y de referencia para conocer su estabilidad y vulnerabilidad frente a futuros impactos. Esta medida se puede aplicar a otras redes, como las de polinizadores y redes de dispersión.
Relación interacción/función.	<p>Relacionar las medidas de la estructura de las redes de interacción con funciones derivadas de ellas. Por ejemplo, interacción planta/hongo y crecimiento de la planta; interacción planta/ave y dispersión de semillas; o interacción insecto/planta y producción de semillas.</p>	Diferencia del efecto funcional de la estructura de las redes de interacción entre zonas restauradas y de referencia.

 **Tabla II.** Posibles medidas de la complejidad para técnicos y profesionales.

Bibliografía

- Aavik, T. y Helm, A. (2018) Restoration of plant species and genetic diversity depends on landscape-scale dispersal, *Restoration Ecology*, 26, pp. S92-S102.
- Arrizabalaga-Escudero, A. *et al.* (2015) Trophic requirements beyond foraging habitats: The importance of prey source habitats in bat conservation, *Biological Conservation*, 191, pp. 512-519.
- Brose, U. *et al.* (2004) Unified spatial scaling of species and their trophic interactions, *Nature*, 428, pp. 167-171.
- Brudvig, L.A. y Catano, C.P. (2021) Prediction and uncertainty in restoration science, *Restoration Ecology*, pp. 1-6.
- Climate Focus (2016) Progress on the New York Declaration on Forests-Achieving Collective Forest Goals. Updates on Goals 1-10.
- Comisión Europea (2021) Nature restoration law. Disponible en: https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/nature-restoration-law_en#targets
- Curran, M., Hellweg, S. y Beck, J. (2014) Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*, 24, pp. 617-632.
- Forup, M.L. *et al.* (2008) The restoration of ecological interactions: Plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands, *Journal of Applied Ecology*, 45, pp. 742-752.
- Fraterrigo, J.M., Langille, A.B. y Rusak, J.A. (2020) Stochastic disturbance regimes alter patterns of ecosystem variability and recovery, *PLoS ONE*, 15, pp. 1-20.
- Gann, G.D. *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition, *Restoration Ecology*, 27, pp. S1-S46.
- Harrison, S., Murphy, D.D. y Ehrlich, P.R. (1988) Distribution of the Bay Checkerspot Butterfly, *Euphydryas editha bayensis*: Evidence for a Metapopulation Model, *The American Naturalist*, 132, pp. 360-382.
- Holl, K. (2020) *Primer of Ecological Restoration*. Washington DC: Island Press.
- Kaiser-Bunbury, C.N. *et al.* (2017) Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function, *Nature*, 542, pp. 223-227.
- Koziol, L. *et al.* (2021) Manipulating plant microbiomes in the field: Native mycorrhizae advance plant succession and improve native plant restoration, *Journal of Applied Ecology*, pp. 1-10.
- Koziol, L. *et al.* (2018) The Plant Microbiome and Native Plant Restoration: The Example of Native Mycorrhizal Fungi, *BioScience*, 68, pp. 996-1006.
- Maltz, M.R. y Treseder, K.K. (2015) Sources of inocula influence mycorrhizal colonization of plants in restoration projects: A meta-analysis, *Restoration Ecology*, 23, pp. 625-634.
- Mccrackin, M.L. *et al.* (2017) Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis, *Limnology and Oceanography*, 62, pp. 507-518.
- Meli, P. *et al.* (2017) A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery, *PLoS One*, 12, e0171368.
- Montoya, D. (2021) Challenges and directions toward a general theory of ecological recovery dynamics: A meta-community perspective, *One Earth*, 4, pp. 1083-1094.
- Moreno-Mateos, D. *et al.* (2012) Structural and functional loss in restored wetland ecosystems, *PLoS Biology*, 10, e1001247.
- Moreno-Mateos, D. *et al.* (2020) The long-term restoration of ecosystem complexity, *Nature Ecology & Evolution*, 4, pp. 676-685.
- Naciones Unidas (2020) The United Nations Decade on Ecosystem Restoration. Disponible en: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/31813/ERDStrat.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Nguyen N.H. *et al.* (2016) FUNGuild: An open annotation tool for parsing fungal community datasets by ecological guild, *Fungal Ecology*, 20, pp. 241-248.
- Palmer, M.A., Hondula, K.L. y Koch, B.J. (2014) Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, pp. 247-269.
- Pimm, S. (1984) The complexity and stability of ecosystems, *Nature*, 307, pp. 321-326.
- Raimundo, R.L.G., Guimarães, P.R. y Evans, D.M. (2018) Adaptive Networks for Restoration Ecology, *Trends in Ecology & Evolution*, 33, pp. 664-675.
- Ribeiro da Silva, F. *et al.* (2015) The restoration of tropical seed dispersal networks, *Restoration Ecology*, 23, pp. 852-860.
- Rozendaal, D.M.A. *et al.* (2019) Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests, *Science Advances*, 5.
- Wagg, C. *et al.* (2019) Fungal-bacterial diversity and microbiome complexity predict ecosystem functioning, *Nature Communications*, 10, pp. 1-10.
- Wubs, E.R.J. *et al.* (2016) Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems, *Nature Plants*, 2, 16107.



19. Bloque temático

Renaturalización: conceptos, tipologías y posibles aplicaciones

José M.ª Rey Benayas¹

¹ Universidad de Alcalá.

1. Ámbito del bloque temático

Actualmente, el concepto se refiere tanto a una estrategia de conservación de espacios naturales como a una forma de restauración (Hayward *et al.*, 2019). Forma parte del concepto más amplio de la «tierra recuperable» (*sensu* Jepson, 2019) y ha ganado protagonismo durante los últimos años. El **marco conceptual** de la renaturalización enfatiza la restauración de los procesos naturales, particularmente la conectividad, las redes tróficas y las perturbaciones naturales (**figura I**). Considera el ecosistema como un todo que, con acciones estratégicas de restauración iniciales basadas en el manejo de estas tres dimensiones o ejes principales, es ayudado a recuperarse por sí mismo y a mantenerse con poco esfuerzo adicional, con consecuencias positivas para los humanos y los mismos ecosistemas (Perino *et al.*, 2019).

Frecuentemente se considera la renaturalización como un sinónimo de **reintroducción de fauna o de reemplazamientos ecológicos** con especies análogas a las nativas extintas, particularmente de herbívoros y carnívoros medianos y grandes y de especies ingenieras (Seddon *et al.*, 2014). Ello se debe a que la fauna reintroducida o reemplazada, además de recuperar estas especies, induce la recuperación secundaria de otras muchas especies de fauna y flora asociada (descomponedores de sus excrementos, parásitos específicos, simbioses y especies colonizadoras que aprovechan los nuevos nichos creados o regenerados por su actividad) y también recupera procesos críticos más allá de las interacciones tróficas que establecen. Por ejemplo, los depredadores producen un «paisaje de miedo» en sus presas, habitualmente herbívoros, que afecta a la estructura y a la regeneración de la vegetación; por otro lado, los herbívoros dispersan semillas y crean heterogeneidad ambiental, la cual a su vez regula la propagación de los incendios. El herbivorismo es, a su vez, una forma de perturbación. Las reintroducciones y los reemplazamientos ecológicos son una herramienta más que un fin de la renaturalización, habitualmente transversales a los tres ejes de acción de la **figura I**, habiendo multitud de ejemplos de renaturalización sin reintroducciones.

Existen varias **definiciones** de renaturalización además de la vista. La de Carver *et al.* (2021), basada en una revisión exhaustiva de la literatura científica y encuestas a 59 expertos y talleres con más de 100 participantes, es:

«[...] el proceso de reconstrucción, después de perturbaciones antrópicas intensas, de un ecosistema natural mediante la restauración de los procesos naturales y la red trófica completa o casi completa en todos los niveles como un ecosistema resiliente que se mantiene con la biota que hubiera estado presente de no haber ocurrido las perturbaciones».

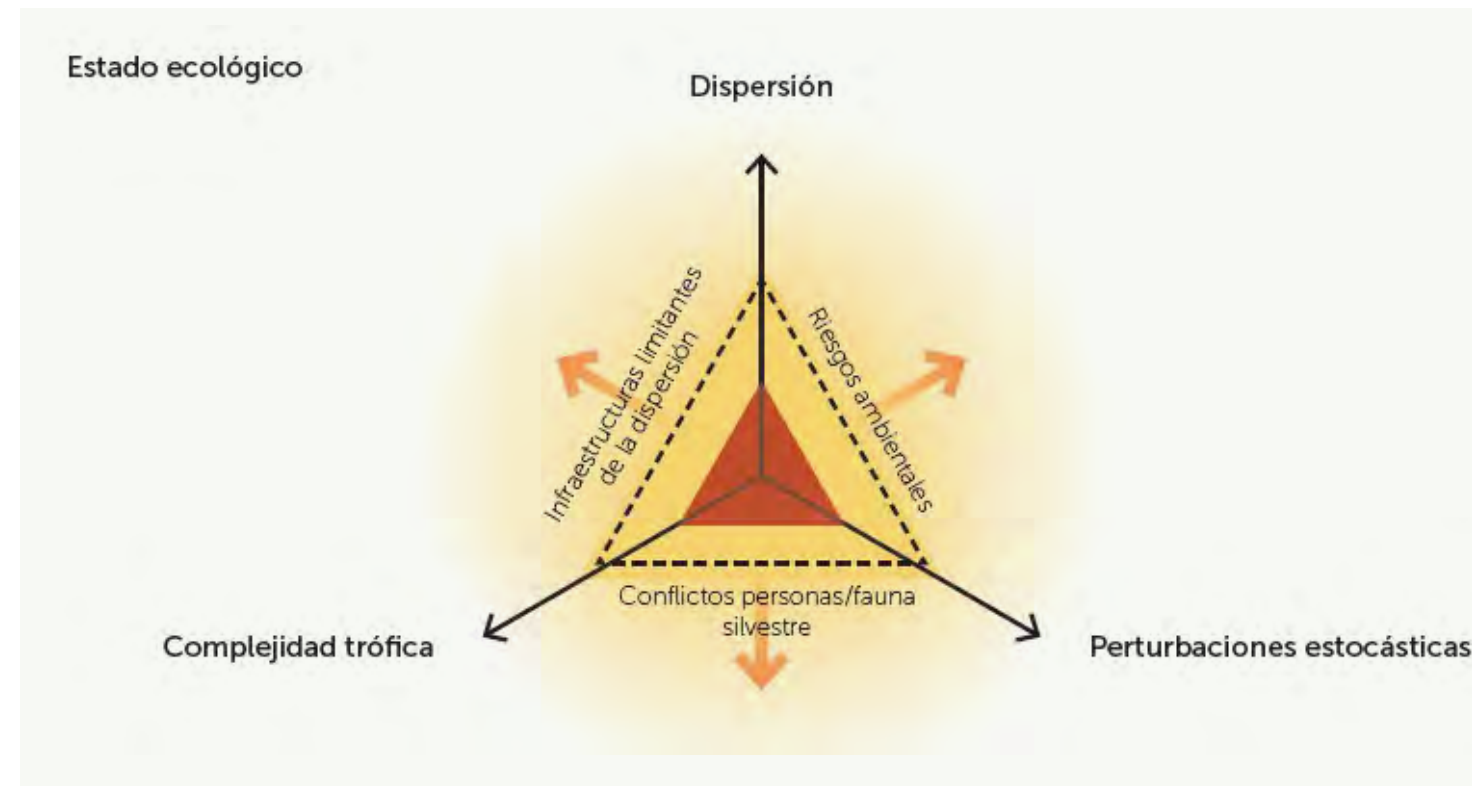


Figura I. La renaturalización puede ser evaluada mediante la representación del estado de los ecosistemas en un espacio tridimensional en el que cada dimensión corresponde a un proceso ecológico principal. La diferencia del volumen entre el ecosistema restaurado (pirámide amarilla) y el degradado (pirámide naranja) es una medida de los efectos de la renaturalización en un ecosistema que se mantiene a sí mismo. La línea discontinua representa las limitaciones sociales que determinan hasta qué punto los procesos ecológicos pueden ser restaurados. Las acciones de renaturalización pueden ayudar a desplazar las limitaciones sociales hacia el potencial ecológico (flechas naranjas) mediante medidas de apoyo social y la promoción de oportunidades para que las personas disfruten la autonomía de los procesos ecológicos. **Fuente:** Perino *et al.*, 2019, adaptada por Lynx Edicions en Palau (2020).

Según Palau (2000), la renaturalización es una:

«[...] estrategia de gestión de áreas relativamente extensas, orientada a la conservación y puesta en valor de la naturaleza, y basada en dos premisas complementarias: a corto plazo, la restauración activa de la funcionalidad de todos los procesos naturales propios del área que están ausentes o muy alterados por causa antrópica (o su sustitución funcional si su plena restauración no es posible); y, a medio-largo plazo, una vocación de no intervención (aunque sí de tutela), consistente en dejar que la naturaleza siga su curso. El escenario resultante debe ser positivo para la sociedad, generando oportunidades socioeconómicas —especialmente para las comunidades locales—, y suponer una mejora del estado de conservación del medio natural».

2. Implicaciones para la restauración ecológica

Las implicaciones para la restauración ecológica pueden basarse en los **principios, valores y características** de la renaturalización. Por ejemplo, la [Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza \(UICN\)](#), que auspició la revisión de Carver *et al.*, 2021, propone los siguientes diez principios básicos de la renaturalización: i) utiliza las especies silvestres para restaurar las interacciones tróficas; ii) planifica a escala de paisaje considerando áreas núcleo, conectividad

y coexistencia; iii) enfatiza la recuperación de procesos ecológicos, interacciones y condiciones basados en ecosistemas de referencia; iv) reconoce que los ecosistemas son dinámicos y cambian constantemente; v) debe anticipar los efectos del cambio climático y actuar como una herramienta para mitigar los impactos donde sea posible; vi) requiere participación y apoyo local; vii) es informada por la ciencia y por el conocimiento nativo y local; viii) es adaptativa y requiere monitoreo y retorno; ix) reconoce el valor intrínseco de todas las especies y los ecosistemas; y x) requiere el cambio de paradigma en la relación entre los humanos y la naturaleza. Otras propuestas de principios y características de la renaturalización son las de [Rewilding Europe](#) y Palau, 2020.

El marco conceptual de Perino *et al.* (2019) puede suponer unas **limitaciones prácticas** para el alcance de los objetivos de la renaturalización, sobre todo en los ambientes humanizados (**figura I**). En particular, las infraestructuras como las carreteras y las presas limitan la dispersión de organismos y la conectividad ecológica, los conflictos entre los humanos y la fauna silvestre obstaculizan la recuperación de las interacciones tróficas (en particular, los depredadores y los herbívoros grandes y medianos) y los riesgos ambientales limitan la recuperación de las perturbaciones naturales (sobre todo el fuego y las inundaciones; **figura II**).

La renaturalización no debe ser concebida como un proceso binario del «todo o nada», sino como **un continuo** que recupera en mayor o menor grado la funcionalidad de los ecosistemas. De hecho, los fines de la renaturalización de dos tipos de ecosistemas,

los urbanos y los agroecosistemas, quedan lejos de la recuperación de la biodiversidad y los procesos característicos de unos ecosistemas naturales o seminaturales. Así, podemos reconocer la **renaturalización «posibilista»** de un territorio, en el que algunas partes de este podrían ser renaturalizadas de forma genuina, es decir, la recuperación de lo silvestre en un grado elevado, mientras que otras partes sólo podrían ser sujeto de la recuperación de biodiversidad y procesos en un grado bajo (puede consultarse el ejemplo del proyecto [Campo de Montiel más Natural](#), de la [FIRE](#)). Del mismo modo, al igual que ocurre con la restauración ecológica en sentido amplio, cada vez se cuestiona más la imitación de ecosistemas de referencia del pasado y se realiza la necesidad de conseguir otros más complejos y resilientes (Bullock *et al.*, 2022). En cualquier caso, la renaturalización implica un **cambio de paradigma en la relación de los humanos con la naturaleza**, como es la aceptación desde las perturbaciones naturales y la fauna salvaje hasta las hierbas espontáneas en los alcorques de los árboles de las ciudades, por citar unos ejemplos.

3. Estrategias y técnicas de renaturalización

Existen varias estrategias y técnicas de renaturalización, algunas de las cuales conducen a unos tipos de renaturalización bien reconocidos. Estas estrategias y técnicas no son excluyentes unas de otras en un proyecto particular, pudiendo coincidir varias. Las principales son las siguientes:

- **Renaturalización pasiva o espontánea.** Consiste en la sucesión ecológica tras eliminar una perturbación, frecuentemente de origen antrópico. En los ecosistemas terrestres, la renaturalización pasiva está sobre todo relacionada con la regeneración natural de los matorrales y los bosques (**figura III**) y es, con diferencia, el principal motor restaurativo global (Chazdon *et al.*, 2020). La sucesión ecológica conduce a la recuperación de la vegetación y la fauna y todos los procesos relacionados con esta. Es genuina porque los filtros ecológicos y evolutivos producen y condicionan la renaturalización. Además, es gratuita, salvo los costes de oportunidad y de eliminación de la perturbación, la cual puede ser muy costosa (por ejemplo, la demolición de la presa en un río). Este tipo de renaturalización debe ser la de elección, salvo en los casos en los que la degradación de un ecosistema haya sobrepasado un umbral que imposibilita su recuperación o si se persiguen fines económicos y sociales específicos.
- **Renaturalización trófica.** Se basa principalmente en la reintroducción de especies o en reemplazamientos ecológicos para restaurar interacciones tróficas de arriba hacia abajo y las cascadas tróficas asociadas, las cuales promueven ecosistemas con mayor biodiversidad y que se autorregulan. Son ejemplos característicos en España la reintroducción de depredadores como el oso pardo y el lince ibérico, herbívoros como la cabra montés y carroñeros como el quebrantahuesos y el buitre negro. Como se explicó, las especies reintroducidas o reemplazadoras generalmente gobiernan procesos distintos a las interacciones tróficas y sus efectos repercuten más allá del consumo de alimento



➤ **Figura II.** Tramo del río Cinca a su paso por Aínsa (Huesca). Puede observarse, en primer término, el campo de gravas del lecho fluvial, y en el plano medio una mota longitudinal que desconecta la llanura de inundación (hasta el inicio de los cerros) del curso principal del río. **Autor:** ©Jordi Palau.



➤ **Figura III.** Ejemplo de monte mediterráneo con la vegetación natural parcialmente recuperada tras cesar la extracción de leña, pastoreo y cultivo hace unas décadas. Foto tomada en la finca La Nava del Conejo, localizada en Valdepeñas y gestionada por la FIRE y el IRIAF-CERSYRA. **Autor:** © José María Sierra.

(plantas o presas).

- **La renaturalización ecológica**, de forma complementaria a la renaturalización trófica, enfatiza la recuperación de la conectividad y las perturbaciones naturales.
- Si consideramos la referencia del tiempo, podemos distinguir la **renaturalización contemporánea o del Holoceno** de la **renaturalización pleistocénica** (Donlan, 2006; Svenning *et al.*, 2016). La primera aspira a recuperar los ecosistemas posteriores a unos 11.700 años atrás y la segunda, los ecosistemas anteriores a dicha edad. La renaturalización pleistocénica enfatiza la recuperación de las funciones de especies extintas mediante especies

análogas o reemplazamientos ecológicos de las especies actuales (Lundgren *et al.*, 2020), particularmente en América, aunque también en Europa, y es considerada por algunos académicos una mera fantasía.

- **Renaturalización agrícola.** Desde una perspectiva convencional, la agricultura y la ganadería son típicamente consideradas una perturbación cuyo cese desencadena la renaturalización espontánea, que puede estar acompañada, o no, por intervenciones restaurativas de los humanos. El libro *Wilding: the Return of Nature to a British Farm* (Tree, 2018) reveló a una audiencia amplia el potencial de la renaturalización agrícola como una perspectiva basada en los sistemas ganaderos. Sin embargo, el caso explicado en este libro es más un

ejemplo de separación de tierra que de compartición de esta, las dos grandes estrategias de restauración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los paisajes agrícolas (Rey Benayas y Bullock, 2012). Recientemente, Corson *et al.* (2022) han revisado este concepto, situándolo entre la agroecología y la renaturalización genuina. Estos autores sostienen que puede contribuir a un modelo multifuncional para restaurar la biodiversidad, con varias cuestiones que quedan por dilucidar. La renaturalización agrícola compartiendo la tierra puede alcanzarse mediante múltiples buenas prácticas agrícolas aplicadas simultáneamente y otras acciones de mejora del hábitat para la biodiversidad, tal como la FIRE lleva implementando en su proyecto [Campos de Vida](#) desde

el año 2008, y, en colaboración con el IRIAF, está ensayando actualmente en su [laboratorio de campo de restauración agroecológica y forestal La Nava del Conejo \(figura IV\)](#); este ejemplo se describe bien en un caso práctico.

- **Renaturalización urbana.** Se refiere a la creación o facilitación de biodiversidad silvestre, elementos y procesos naturales en los núcleos urbanos, que forman parte del conjunto de la infraestructura verde urbana. Algunos ejemplos son los tejados y paredes verdes con vegetación nativa; el reemplazamiento de césped por herbazales espontáneos o prados floridos sembrados con especies nativas; la no erradicación de las hierbas espontáneas en parques, jardines y alcorques; la reintroducción local de especies de fauna como el halcón peregrino y otras rapaces; la eliminación de presas en tramos fluviales urbanos (por ejemplo, el río Manzanares a su paso por Madrid; **figura V**); y la instalación de estructuras para atraer la fauna, como cajas-nido para aves, refugios para murciélagos, refugios para salamandras en árboles, fachadas e incluso integradas en las construcciones, refugios para erizos en el suelo, hoteles de insectos, árboles muertos en pie, pilas de madera, espirales de aromáticas, rocallas y estanques naturalizados, entre otros. El paisajismo urbano utiliza cada vez más la renaturalización (Lehmann, 2021).

4. Evaluación de la renaturalización

Para evaluar los resultados de la renaturalización debemos utilizar **indicadores**, preferiblemente cuantitativos, de la intervención humana (insumos y extracciones) en el ecosistema y de la integridad ecológica de los ecosistemas diana, que informan de los niveles de biodiversidad y funciones o procesos. Los indicadores son numerosos y muy variables en cuanto al grado de complejidad de las métricas, sobre todo los de la integridad ecológica; por ejemplo, la biodiversidad puede estimarse mediante la simple variación en la riqueza de especies o mediante las redes de interacción entre metacomunidades (Moreno-Mateos *et al.*, 2020).

El **progreso de la renaturalización** puede visualizarse en un espacio bidimensional definido por estos dos ejes, es decir, la intervención humana y la integridad ecológica, que definen un nivel de renaturalización que varía entre 0 y 1 (Torres *et al.*, 2018; **figura II**). Para que el grado de la renaturalización sea alto, los indicadores de la intervención humana (por ejemplo, alimentación artificial de la fauna salvaje o explotación forestal) deben ser minimizados; por otro lado, los indicadores de la integridad ecológica, relacionados a su vez con los tres ejes de la **figura I** (por ejemplo, la conectividad ecológica y la composición de especies), deben ser maximizados. El progreso de la renaturalización se ha evaluado en siete paisajes europeos donde trabaja *Rewilding Europe*, habiendo estimado progresos de entre el -13 % y el 47 % (Segar *et al.*, 2021).



> **Figura IV.** Actuaciones restaurativas para la renaturalización agrícola del proyecto [Campos de Vida](#) de la FIRE. Autor: ©FIRE.

5. Oportunidades de renaturalización en España

Existen grandes oportunidades para la renaturalización de los ecosistemas en España, que deben ser consideradas en el contexto del tipo o estrategia de renaturalización al que nos estemos refiriendo y de los tres ejes de la renaturalización (conectividad, redes tróficas y perturbaciones naturales). A continuación, repasaremos estas oportunidades y sus relaciones con los ejes y tipos de renaturalización.

La principal oportunidad —la **renaturalización espontánea**— ya ha ocurrido y continúa ocurriendo en nuestros días, pues se ha dejado de cultivar o pastar por medio de la ganadería extensiva el 24 % de la superficie con este uso durante los últimos sesenta años (Rey Benayas, 2019; en [este mapa animado](#) pueden observarse los cambios de la cobertura del suelo en Europa entre 1900 y 2010). La superficie agrícola abandonada es colonizada por la vegetación y la fauna. No obstante, en muchos lugares, para acelerar el progreso de la renaturalización, serían necesari-

rias acciones silvícolas *ad hoc* como el resalveo. Del mismo modo, la recuperación completa de los procesos que conduce la fauna necesitaría reintroducciones (por ejemplo, grandes carnívoros como el oso y herbívoros y especies carroñeras clave; Rey Benayas *et al.*, 2020) y reemplazamientos ecológicos, a veces con razas domésticas o semidomésticas (por ejemplo, los análogos de los extintos uros y caballos y asnos salvajes; Palau, 2019). Debe insistirse en que **la renaturalización trófica** recupera más procesos que las propias interacciones tróficas, como se explicó anteriormente. Las reintroducciones y reemplazamientos ecológicos son un tema controvertido incluso dentro de la comunidad científica (Pérez *et al.*, 2012; Rey Benayas y Guzmán, 2014), debiendo ser observadas las [directrices de la UICN](#) en esta materia.

Unas 740.000 ha de las tierras agrícolas dejadas de cultivar y pastar en España han sido reforestadas con ayudas de la política agrícola común (PAC) de la Unión Europea en la década de 1990 (Vadell *et al.*, 2019). La falta de manejo forestal ha producido, en muchos casos, masas homogéneas y poco diversas que son vulnerables a riesgos ambientales como los incendios y las plagas. Estas **reforestaciones** pueden ser renaturalizadas mediante un manejo silvícola apropiado, que puede incluir claras, podas y desbroces, además de un manejo estratégico de herbívoros domésticos, enriquecimientos botánicos mediante siembras y plantaciones e introducción de elementos de refugio y nidificación para la fauna (aves y murciélagos, por ejemplo), entre otras acciones.

La renaturalización como consecuencia de la recuperación o mejora de la **conectividad ecológica** en los sistemas terrestres puede producirse mediante la revegetación pasiva o activa que fusiona parches de vegetación natural u origina corredores ecológicos o *stepping stones* (Rey Benayas y de Torre, 2017). En los paisajes agrícolas, la plantación de islas o parches forestales, setos e incluso árboles aislados contribuirán de forma relevante a la dispersión de muchas especies (Rey Benayas y Bullock, 2015) y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (García de León, Rey Benayas y Andivia, 2021). Del mismo modo, la demolición de estructuras tales como presas, diques y motas permitirá recuperar la conectividad longitudinal y transversal de los ríos y las llanuras de inundación, es decir, se recuperaría también una perturbación natural.

La recuperación del régimen de **perturbaciones naturales** es, con frecuencia, difícil de aceptar socialmente, sobre todo en los ambientes con presencia humana. Por ello, aunque la acción preferente para recuperar el fuego sería la no intervención de los incendios naturales, habitualmente habrá que conformarse con quemas prescritas. Debe tenerse en cuenta que ha aumentado la frecuencia de los incendios en muchas zonas de España, pasando de ser una perturbación con un régimen natural a ser un impacto ambiental negativo por su excesiva recurrencia. En los sistemas acuáticos, la eliminación de canales y drenajes también contribuirá a recuperar las llanuras de inundación y los humedales. Alternativamente, en los sistemas acuáticos, puede contemplarse el rescate de caudales y la restauración funcional de humedales. En cualquier caso, la recuperación de



➤ **Foto V.** Tramo del río Manzanares a su paso por la ciudad de Madrid. La recuperación de la vegetación riparia y helofítica y de los bancos de arenas es debida a la apertura de las presas y el flujo longitudinal libre del agua; no obstante, el flujo transversal del agua está impedido por las grandes motas a ambos lados del río. **Autor:** © José María Rey Benayas.

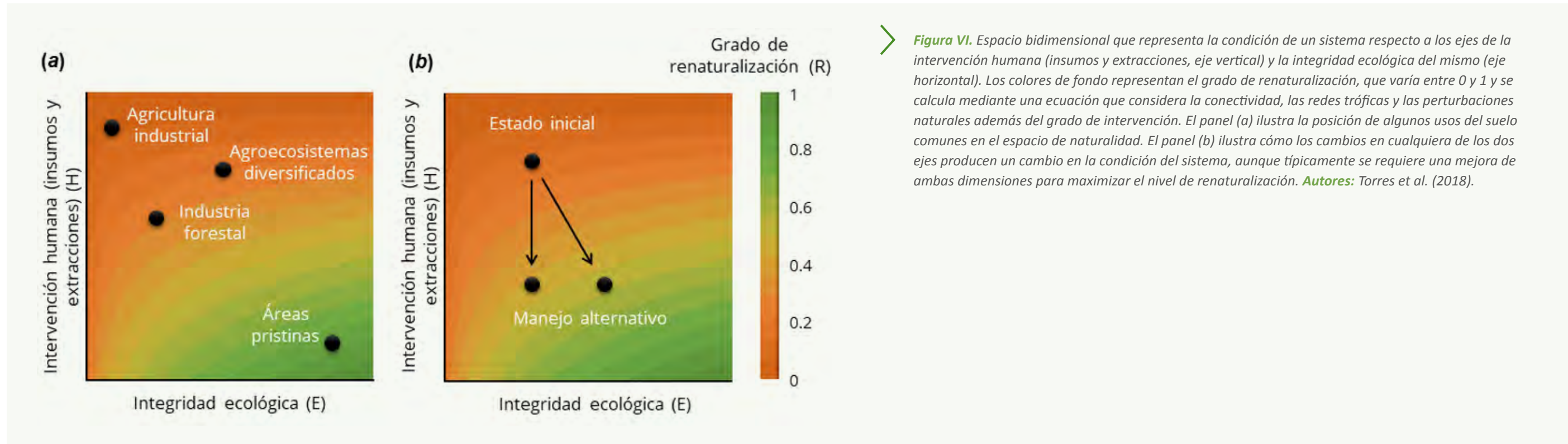


Figura VI. Espacio bidimensional que representa la condición de un sistema respecto a los ejes de la intervención humana (insumos y extracciones, eje vertical) y la integridad ecológica del mismo (eje horizontal). Los colores de fondo representan el grado de renaturalización, que varía entre 0 y 1 y se calcula mediante una ecuación que considera la conectividad, las redes tróficas y las perturbaciones naturales además del grado de intervención. El panel (a) ilustra la posición de algunos usos del suelo comunes en el espacio de naturalidad. El panel (b) ilustra cómo los cambios en cualquiera de los dos ejes producen un cambio en la condición del sistema, aunque típicamente se requiere una mejora de ambas dimensiones para maximizar el nivel de renaturalización. **Autores:** Torres et al. (2018).

las perturbaciones naturales no debe comprometer la vida de las personas.

La **renaturalización agrícola** (la superficie agraria útil de España supone más de 23 millones de hectáreas, de las cuales casi 17 millones de hectáreas son de cultivo) y la **renaturalización urbana** (unas 9.000 ha están calificadas como suelo urbano, la mitad de ellas sin construir) ofrecen un mundo de oportunidades que están empezando a ser exploradas ahora. La primera, como se indicó, considerando la estrategia de la compartición de la tierra por la biodiversidad y la producción, necesita la aplicación simultánea de múltiples buenas prácticas agrícolas que promuevan paisajes multifuncionales. La segunda necesita acciones restaurativas *ad hoc*, principalmente relacionadas con el paisajismo urbano. Estos dos tipos de renaturalización forman parte de lo que denominamos renaturalización «posibilista» y sus fines no son la recuperación de ecosistemas naturales o seminaturales, sino la recuperación parcial de la naturaleza destruida en entornos de origen antrópico.

Palau (2020) proporciona varios ejemplos y una relación exhaustiva de territorios en España que son susceptibles de **renaturalización genuina**, es decir, la recuperación o casi recuperación de la biodiversidad y los procesos de los ecosistemas primarios. Esta relación incluye espacios naturales protegidos, particularmente los parques nacionales, montes del Organismo Autónomo Parques Nacionales, fincas del Ministerio de Defensa y algunas fincas cinegéticas de más de 5.000 ha.

En general, las **oportunidades económicas** en torno al ecoturismo, la explotación forestal sostenible y la agricultura sostenible, entre otras actividades, son críticas para la renaturalización (Jiménez, 2018). Esta implica un cambio de paradigma en la relación de los humanos con la naturaleza que sólo será posible si entendemos los beneficios conjuntos de la misma, es decir, las contribuciones de la naturaleza a las personas en el largo plazo, incluyendo la mitigación del cambio climático y la reducción de la pérdida de biodiversidad. Actualmente vivimos un momento favorable para la renaturalización en el mundo, y particularmente en Europa, con políticas internacionales y regionales que la favorecen y financiación de distintas fuentes, públicas y privadas. No debemos perder este tren.

Agradecimientos

A Josep Melero, por su lectura crítica y comentarios en una versión preliminar de este texto. A los proyectos que han financiado mis investigaciones sobre renaturalización durante los últimos años, en particular wildE (UE HORIZON-RIA number 101081251), Ministerio de Ciencia e Innovación Ref. PID2019-106806GB-I00 y REMEDINAL-IV de la Comunidad de Madrid (Ref. TE-CM S2018/EMT-4338)

Casos prácticos recomendados

[13 CHICO MENDES](#)

[31 GUADIAMAR](#)

[38 LA NAVA DEL CONEJO](#)

[83 RESERVA DE CAZA](#)

Bibliografía

Bullock, J.M. *et al.* (2022) Future restoration should enhance ecological complexity and emergent properties at multiple scales, *Ecography*, 2022, e05780.

Carver *et al.* (33 co-authors) (2021) Guiding principles for rewilding, *Conservation Biology*, 35, pp. 1882-1893. Disponible en: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/cobi.13730>

Chazdon, R.L. *et al.* (2020) Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions, *Environmental Research Letters*, 15, 043002. Disponible en: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab79e6>

Corson, M.S. *et al.* (2022) Beyond agroecology: Agricultural rewilding, a prospect for livestock systems, *Agricultural Systems*, 199, 103410.

Donlan, C.J. *et al.* (2006) Pleistocene Rewilding: An Optimistic Agenda for Twenty-First Century Conservation, *The American Naturalist*, 168, pp. 660-681. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/10.1086/508027>

García de León, D., Rey Benayas, J. M. y Andivia, E. (2021) Contributions of hedgerows to people: a global meta-analysis, *Frontiers in Conservation Science*, 2, 789612. Disponible en: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fcosc.2021.789612/full>

Hayward, M.W. *et al.* (multiple co-authors) (2019) Reintroducing rewilding to restoration – Rejecting the search for novelty, *Biological Conservation*, 233, pp. 255-259.

Jepson, P. (2019) Recoverable Earth: a twenty-first century environmental narrative, *Ambio*, 48, pp. 123-130.

Jiménez, I. (2018) *Producción de naturaleza. Parques, rewilding y desarrollo local*. Castellón: Tundra Ediciones.

Lehmann, S. (2021) Growing biodiverse urban futures: renaturalization and rewilding as strategies to strengthen urban resilience, *Sustainability*, 13, 2932. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/5/2932>

Lundgren, E.J. *et al.* (2020) Introduced herbivores restore Late Pleistocene ecological functions, *PNAS*, 117, pp. 7871-7878.

Moreno-Mateos, D. *et al.* (2020) The long-term restoration of ecosystem complexity, *Nature Ecology & Evolution*, 4, pp. 676-685.

Palau, J. (2000) *Rewilding Iberia. Explorando el potencial de la renaturalización en España*. Barcelona: Lynx Edicions.

Pérez, I. *et al.* (2012) What is wrong with current translocations? A review and a decision-making proposal, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10, pp. 494-501.

Perino, A. *et al.* (2019) Rewilding complex ecosystems, *Science*, 364, eaav5570.

Rey Benayas, J.M. (2019) El abandono de pueblos y cultivos abre la puerta a la resilvestración del paisaje, *The Conversation*. Disponible en: <http://theconversation.com/el-abandono-de-pueblos-y-cultivos-abre-la-puerta-a-la-resilvestracion-del-paisaje-118137>

Rey Benayas, J.M. y Bullock, J.M. (2012) Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land, *Ecosystems* 15, pp. 883-889.

Rey Benayas, J.M. y Bullock, J.M. (2015) Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes. En: Pereira, H.M. y Navarro, L.M. Eds. *Rewilding European Landscapes*. Switzerland: Springer International Publishing, pp. 127-142.

Rey Benayas, J.M. y de Torre Ceija, R. (2017) *Medidas para fomentar la conectividad entre Espacios Naturales Protegidos y otros Espacios de Alto Valor Natural en España*. Madrid: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. Disponible en: <https://fundacionfire.org/publicacion/medidas-para-fomentar-la-conectividad-entre-espacios-naturales-protegidos-y-otros-espacios-de-alto-valor-natural-en-espana/>

Rey Benayas, J.M. y Guzmán Piña, J. (2014) Reintroducción de especies: rigor y flexibilidad, *Quercus*, 328, 90.

Rey Benayas, J.M. *et al.* (2000) Idoneidad del hábitat para el Oso pardo (*Ursus arctos*) en el sureste del Sistema Ibérico, *Ecosistemas*, 29, 1072. Disponible en: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/1972>

Seddon, P.J. *et al.* (2014) Reversing defaunation: restoring species in a changing world, *Science*, 345, pp. 406-412.

Segar, J. *et al.* (2021) Expert-based assessment of rewilding indicates progress at site-level, yet challenges for up-scaling, *Ecography*, 44, pp. 1-10.

Svenning, J-C. *et al.* (2016) Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research, *PNAS*, 113, pp. 898-906.

Torres, A. *et al.* (2018) Measuring rewilding progress, *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376. Disponible en: <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/373/1761/20170433>

Tree, I. (2018) *Wilding: The Return of Nature to a British Farm*. Basingstoke: Pan Macmillan.

Vadell, E. *et al.* (2019) La forestación de tierras agrícolas: balance de un instrumento de política forestal para el cambio del uso de la tierra, *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 45, pp. 1-20.



20. Bloque temático

Los insectos polinizadores en la restauración ecológica

> *Autor:* Ignacio Mola Caballero de Rodas.

Anna Traveset Vilagínés¹ y Rafel Beltrán Mas¹

¹Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (CSIC-UIB), Grupo de Ecología Terrestre.

1. Los insectos polinizadores y su importancia en los ecosistemas naturales y en la producción de alimentos

La polinización entomófila, entendida como la transferencia de polen entre flores realizada por insectos, es uno de los procesos ecológicos más complejos e importantes que se dan en los ecosistemas naturales y agroecosistemas. La polinización garantiza el buen funcionamiento de los ecosistemas naturales, permitiendo la reproducción sexual de las plantas con flor mediante la producción de frutos y semillas y garantizando un intercambio genético entre estas.

Alrededor del 87 % de las plantas angiospermas existentes en todo el mundo dependen, al menos parcialmente, de los animales polinizadores para su reproducción (Ollerton, Winfree y Tarrant, 2011). Estas plantas sirven, a su vez, como alimento o refugio para otras especies. Por tanto, las interacciones entre polinizadores y plantas son fundamentales para el mantenimiento de la biodiversidad en los ecosistemas y sustentan redes más amplias y complejas de especies interconectadas por distintos procesos ecológicos.

La polinización, además, es considerada un servicio ecosistémico indispensable, es decir, un proceso que, directa o indirectamente, beneficia a la población humana, ya que gran parte de la producción de frutas y verduras de cultivos agrícolas depende del trabajo que realizan estos insectos. En España, se estima que el 75 % de los cultivos para alimentación humana dependen de la polinización entomófila, teniendo un impacto económico de unos 2.400 millones de euros (Greenpeace, 2014). Productos agrícolas como melones, sandías, calabacines, cacao, almendras, melocotones, manzanas, aguacates o cerezas dependen entre un 40 y un 100 % de los polinizadores (Klein *et al.*, 2013). Además, la polinización no sólo incrementa la producción de frutos, sino que mejora la calidad nutricional, el tamaño, el peso, la firmeza, la coloración o el tiempo de maduración de alimentos como manzanas, arándanos, fresas o almendras (Tuell *et al.*, 2010; Klatt *et al.*, 2014; Garrat *et al.*, 2014).

Es muy común que, de forma general, la sociedad asocie la polinización entomófila únicamente con las abejas y, en concreto, con las abejas domésticas, como la abeja de la miel (*Apis mellifera*). Lo cierto es que existen decenas de miles de especies de abejas, abejorros, moscas, mariposas, avispas o escarabajos que realizan esta función. Esta gran variedad es su principal valor, más teniendo en cuenta que la región mediterránea es la zona que concentra la mayor biodiversidad de insectos polinizadores de Europa (Michener, 2007; Nieto *et al.*, 2014).



➤ **Figura 1.** Un abejorro (*Bombus terrestris*) campea de flor en flor en este macizo de sacorrell (*Hypericum balearicum*). **Autor:** Fotografía de C. Tur tomada de la web sobre los polinizadores de las Islas Baleares (<http://polinib.info/>).

Estudios recientes demuestran que las explotaciones agrícolas que garantizan una mayor abundancia y riqueza de polinizadores obtienen una mayor producción frente a aquellas en las que únicamente se recurre al uso de especies domésticas (Kennedy *et al.*, 2013; Norfolk, Eichhorn y Gilbert, 2016). El éxito de la polinización en cultivos agrícolas y silvestres reside en la abundancia y diversidad de los insectos polinizadores silvestres que los visitan. Tanto abejas y abejorros como la abeja de la miel y un cierto número de otros insectos silvestres contribuyen de forma aditiva a la polinización de los cultivos y son, por tanto, necesarios para optimizar el servicio global de polinización.

Es importante, también, mencionar que hay especies de plantas, tanto silvestres como cultivadas que, debido a características biogeográficas, climá-

ticas, evolutivas o morfológicas, sólo pueden ser polinizadas por un número reducido de especies, siendo estas insustituibles. Este hecho es particularmente relevante a la hora de elaborar proyectos de gestión, conservación o restauración de hábitats. La pérdida de estos polinizadores especialistas podría conducir a una reducción, o incluso a una pérdida total, de la viabilidad reproductiva de sus plantas asociadas; o a una pérdida total de la producción agrícola. Cultivos como la chirimoya (*Annona cherimola*), por ejemplo, únicamente pueden ser polinizados por escarabajos de las familias *Monotomidae* y *Nitidulidae* (Morales *et al.*, 2020), o cultivos como el aguacate o el mango son polinizados por unas pocas abejas solitarias y algunas moscas de las familias *Syphidae* y *Tachinidae* muy especializadas en las flores de estos cultivos (De la Peña *et al.*, 2018).

2. La crisis de los polinizadores. Causas y consecuencias del declive de las poblaciones de polinizadores

Desde principios de siglo, se ha ido registrando un declive muy importante en las poblaciones de insectos de todo el mundo, incluidos los polinizadores. En áreas donde se realizan actividades de agricultura intensiva, se ha experimentado una reducción muy significativa en poblaciones de abejas silvestres y otros insectos polinizadores (Ollerton, 2021). En mariposas, por ejemplo, se tiene constancia de que ya desde los años noventa existe un descenso de hasta un 30 % en su abundancia en prados europeos (Stefanescu *et al.*, 2018). En un reciente trabajo (Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019) se estimó que, al ritmo actual, aproximadamente un 40 % de las especies de insectos de todo el mundo podrían extinguirse en las próximas décadas.

Según un estudio de la IUCN (Nieto *et al.*, 2017), se estima que aproximadamente el 9 % de las especies de abejas y mariposas de Europa están amenazadas. Sin embargo, esta cifra podría ser mucho mayor debido a la gran falta de información acerca del estado de las poblaciones de algunos grupos de polinizadores, como avispas, moscas o escarabajos, muchas de las cuales pueden estar también en peligro o sus poblaciones en regresión (Potts *et al.*, 2016).

Las causas de esta pérdida de biodiversidad global, conocida como «crisis de los polinizadores», son varias y todas ellas están relacionadas con la actividad humana. Las principales amenazas que hay detrás del declive de los polinizadores son las que veremos a continuación.

Uso intensivo de pesticidas y herbicidas en agricultura. El uso intensivo y no regulado de productos fitosanitarios como herbicidas, pesticidas, plaguicidas o fungicidas afecta muy negativamente a las poblaciones de insectos polinizadores silvestres (Siqueira *et al.*, 2008; Carvalheiro *et al.*, 2010; Woodcock *et al.*, 2017). Aunque la Comisión Europea ha intensificado la regulación de estos productos en los últimos años, restringiendo o prohibiendo algunos, como los neonicotinoides imidacloprid, tiametoxam y clotianidina o el fipronil, otros herbicidas como el glifosato, de impacto genérico, son ampliamente usados a día de hoy en casi todo el territorio de la Unión Europea, a pesar de que cada vez son más las evidencias científicas que demuestran la amenaza que suponen estas sustancias en la salud de los insectos (Motta *et al.*, 2020). Con frecuencia, estos productos químicos pueden contaminar campos o áreas adyacentes a la zona de estudio, por lo que, a la hora de abordar un proyecto de restauración ecológica (en adelante, RE) que involucre insectos polinizadores, es muy importante que antes de realizar cualquier acción se evalúe la situación y, si se da el caso, se restrinja el uso de estos fitosanitarios para eliminar o disminuir en todo lo posible sus efectos nocivos.

Cambio climático. El cambio climático es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad global, incluidos los insectos polinizadores. Estos se ven



➤ **Figura II.** La polinización contribuye a la seguridad alimentaria, permitiendo la reproducción y fructificación de numerosas frutas y hortalizas que forman parte importante de nuestra alimentación. Puesto del mercado de abastos de Valparaíso, Chile. **Autor:** Ignacio Mola.

afectados debido a que los aumentos de temperatura los obliga a desplazarse tanto en altitud como en latitud, modificando la distribución de sus poblaciones. Las mariposas, por ejemplo, son insectos especialmente sensibles a los cambios de temperatura. Además, el cambio climático también afecta a la época de floración de muchas plantas. Algunas, tanto silvestres como cultivadas, están adelantando su época de floración, floreciendo en un momento en el que no existen suficientes insectos en fase adulta para polinizarlas y, cuando estos están disponibles, las flores ya se están marchitando. Estos desajustes temporales provocan que haya una menor producción de frutos y una mayor escasez de recursos florales para los insectos (Revilla, Encinas-Viso y Loreau, 2015). Los fenómenos climáticos adversos también tienen una repercusión negativa sobre estos insectos. Se sabe que las épocas de sequía, cada vez más frecuentes, reducen la producción de néctar y polen, provocando una mayor competencia por los recursos (Halpern, Adler y Wink, 2010; Waser y Price, 2016); que la aridez influye sobre los desajustes temporales planta-polinizador (Donoso *et al.*, 2016); y que las precipitaciones torrenciales pueden provocar una disminución de la biodiversidad de aquellas especies que anidan en el suelo (IPCC, 2014).

Destrucción de hábitat. La destrucción, modificación o alteración del hábitat natural provocada por diversas actuaciones humanas (expansión de monocultivos agrícolas, urbanización, deforestación, actividad minera, etc.) provoca una fuerte disminución de los recursos florales disponibles para los insectos polinizadores, a la vez que reduce la superficie de nidificación y crea ecosistemas menos diversos y más homogéneos y vulnerables (Beltrán y Traveset, 2018; Traveset *et al.*, 2018; Jauker *et al.*, 2019).

Introducción de especies invasoras. La introducción y expansión de especies invasoras representa otro gran problema que afecta a la biodiversidad de polinizadores y es una de las causas de pérdida de biodiversidad en sistemas insulares (Traveset y Richardson, 2014). Especialmente remarkable es el caso de la avispa asiática (*Vespa velutina*), que, desde que se introdujo en Europa en 2004, se ha expandido por buena parte de los países mediterráneos. Esta avispa es una excelente cazadora y depredadora de abejas y otros insectos. Su buena adaptación a zonas de clima templado, junto con la falta de depredadores naturales, han favorecido enormemente su expansión, provocando en algunos casos grandes estragos en comunidades de apicultores de España. Además, el cambio climático y la falta de controles en el comercio internacional facilitan la expansión e introducción de especies invasoras como la avispa asiática.

Enfermedades emergentes. La proliferación de enfermedades y patógenos emergentes, como virus, protozoos, bacterias u hongos, es actualmente una de las preocupaciones principales en la conservación de insectos polinizadores. En general, se trata de enfermedades que han aumentado su incidencia en las últimas dos décadas, han visto expandida su área demográfica o han

tenido mutaciones peligrosas recientemente (Daszak, Cunningham y Hyatt, 2001; Jones *et al.*, 2008). Muchos de estos patógenos se detectaron inicialmente en abejas y abejorros domésticos, y la importación y traslado de estas especies ha favorecido el contagio y su expansión por prácticamente todo el mundo. Además, en los últimos años, se ha descubierto que algunos de estos agentes patógenos también pueden estar presentes en abejas solitarias (Ravoet *et al.*, 2014; Dolezal *et al.*, 2016) o en moscas polinizadoras (Bailes *et al.*, 2018), lo que ha elevado la preocupación entre los especialistas. A esto hay que añadir que el cambio climático aumenta la frecuencia de aparición de este tipo de enfermedades, así como pandemias provocadas por distintos virus o bacterias.

Todas estas causas mencionadas provocan sinergias negativas entre ellas, agravando el problema de la pérdida de biodiversidad. Esto, sumado a la falta de conocimiento sobre cómo estas afectan a las diferentes especies y sobre cómo podemos medir y predecir la magnitud de sus consecuencias, son otras consideraciones que juegan en contra a la hora de elaborar y ejecutar proyectos de restauración o conservación ecológica de polinizadores.

3. Restauración de redes ecológicas

Las redes de interacción ecológicas entre especies son capaces de proporcionar información sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y nos permiten una mejor comprensión de las funciones y procesos ecosistémicos, como la dispersión de semillas, los modelos de depredación o el proceso de la polinización, además de entender cómo interactúan y crean sinergias entre sí (Valiente-Banuet *et al.*, 2015).

Con frecuencia, los proyectos de RE de hábitats y/o ecosistemas se articulan en torno a la recuperación, introducción, eliminación o control poblacional de especies de fauna y flora, ignorando o infravalorando el papel que juegan las interacciones ecológicas. Esta falta de consideración podría resultar en proyectos de restauración fallidos o poco exitosos, llegando a empeorar la situación ecológica inicial y/o a aumentar los costos económicos de la restauración.

El establecimiento de interacciones ecológicas requiere que exista una coexistencia espacial y temporal entre los individuos de las especies que interactúan, así como una diversidad en sus rasgos funcionales y unas abundancias de individuos óptimas. Esta condición causa que los proyectos de restauración donde se ven involucradas interacciones ecológicas, como podría ser una red de polinización, requieren de periodos de tiempo más largos para poder completarse, ya que regenerar interacciones ecológicas es más complejo y lento que recuperar especies; pero, a cambio, también garantiza una mayor robustez de los ecosistemas y una mayor resistencia a futuras perturbaciones (Tylianakis *et al.*, 2008).

El estudio de las redes ecológicas permite conocer también cuáles son los polinizadores especialistas (es decir, aquellos que únicamente son capaces de polinizar una o pocas especies de plantas) y cuáles generalistas (aquellos que pueden polinizar una gran variedad de especies) (Castro-Urgal y Traveset, 2018). Esta relación es de gran utilidad a la hora de hacer planes de RE, ya que permite conocer qué especies plantar en caso de tener la necesidad de potenciar unas poblaciones de polinizadores en concreto. Para ampliar este contenido puede ser útil leer el capítulo relativo a la restauración de interacciones.

4. Sinergias con actores involucrados: comunicación y divulgación del proyecto

Como se ha comentado anteriormente, el uso intensivo de pesticidas y herbicidas, junto con los cambios en el uso del suelo, son dos de las acciones que más perjudican la biodiversidad de los polinizadores. Estas acciones están estrechamente relacionadas con el sector agrícola, y, de la misma manera que estas malas prácticas son las responsables de la pérdida de biodiversidad, también es cierto que agricultores o apicultores concienciados y bien formados constituyen unos grandes aliados para frenar este declive de los polinizadores. Como gestores de agroecosistemas, su actividad económica depende en gran medida de la integridad de los ecosistemas y, por tanto, de que existan comunidades de polinizadores saludables que contribuyan a que sus cultivos puedan producir alimentos de calidad y sean económicamente rentables.

Colectivos como técnicos de medioambiente, gestores de áreas naturales protegidas, trabajadores de mantenimiento de infraestructuras o planificadores urbanísticos también están involucrados en proyectos de restauración o conservación de hábitats y, por tanto, su conocimiento y desempeño puede ser clave en el éxito de un proyecto de restauración de polinizadores. Para crear ese nivel de conciencia y sensibilidad ambiental entre los actores involucrados es necesario:

- Realizar cursos de formación para que sean conocedores de la problemática y tengan las herramientas para afrontarla. Eso incluye también ofrecer alternativas a las prácticas tradicionales dañinas, como es el uso sistemático de plaguicidas en agricultura o las siegas intensivas en el manejo de áreas naturales protegidas o infraestructuras urbanas.
- Potenciar la educación y concienciación ambiental a todos los niveles de la población, pero especialmente a aquellos colectivos cuya actividad económica repercute en la gestión de estos ecosistemas.
- Crear sinergias entre los actores involucrados y los responsables del proyecto de restauración. Una buena comunicación de los proyectos de conservación y restauración ambiental resultará en una mayor adopción de buenas prácticas en beneficio de los polinizadores.



> **Figura III.** Diversos órdenes de insectos contribuyen a la polinización de las plantas con flores. De izquierda a derecha y de arriba abajo: *Colias croceus* (autor: C. Tur), *Eucera elongatula* (autor: N.W. Owens), *Trichodes umbellatarum* (autor: Miguel Á. González-Estévez) y *Megascolia maculata* (autor: Óscar García Febrero). Todas las imágenes tomadas de la galería de los polinizadores de las Islas Baleares (<http://polinib.info/>)

5. El papel de la apicultura en un proyecto de restauración ecológica

Con frecuencia, cuando se planifican proyectos de RE que pretenden potenciar los insectos polinizadores, aparecen iniciativas de colaboración con apicultores de la zona objetivo de la restauración. El sector de la apicultura está en crecimiento en España y ya son varias las empresas que, con intención de disminuir los impactos ambientales de sus actividades, incluyen la apicultura como una medida de conservación de biodiversidad. Un ejemplo de este hecho es el caso de la «agrovoltaica», un término de nueva creación que define los vínculos de colaboración que se forman entre empresas productoras de energía fotovoltaica y comunidades de apicultores locales, donde estos pueden ocupar terreno libre degradado que existe entre las instalaciones para colocar sus colonias de abejas y poder producir miel o polinizar cultivos adyacentes. Si bien, *a priori*, esta idea resulta atractiva, ya que implica el aprovechamiento del espacio para la plantación de flora melífera autóctona y el fomento de la economía circular con apicultores locales, desde el punto de vista conservacionista y de RE hay que tener en cuenta que, en cualquier plan de RE de polinizadores, el objetivo debe ser dirigir las actuaciones a garantizar la conservación de la integridad de las poblaciones de especies de polinizadores nativos que habitan el lugar. Eso implica conservar abejas silvestres, avispa, moscas, escarabajos, etc., y no únicamente centrar los esfuerzos en potenciar a una sola especie. La apicultura, a día de hoy, es una práctica que involucra únicamente a una sola especie de abeja polinizadora doméstica, la abeja de la miel (*Apis mellifera*). No podemos olvidar que en España existen más de 1.100 especies diferentes de abejas (Ortiz-Sánchez, 2011), casi todas ellas de vida solitaria, y que polinizan una gran diversidad de plantas.

Por tanto, el fomento de la apicultura y la introducción de esta práctica en planes de RE puede ser beneficioso siempre y cuando cumpla un papel complementario a la polinización natural, pero nunca debe tener uno suplementario. Un estudio realizado en el parque nacional del Teide (Valido, Rodríguez-Rodríguez y Jordano, 2011) demostró que una apicultura intensiva y mal planificada resultaba en altas densidades de *Apis mellifera* que competía por los recursos florales con el resto de los polinizadores nativos, y que incluso perjudicaba la reproducción de la flora autóctona endémica. Si se plantea integrar esta práctica en un plan de RE, es necesario llevar un monitoreo constante de las comunidades de polinizadores para evitar que haya problemas de competencia y ajustar la densidad de colonias de forma sostenible en función de los recursos florales presentes.

6. Técnicas y metodologías referentes a procesos de restauración ecológica que benefician a los polinizadores

A continuación, se detallan una serie de acciones enfocadas a la planificación y ejecución de proyectos de RE de insectos polinizadores. Estas metodologías han demostrado ser exitosas en diversos proyectos de RE en diferentes partes

del mundo, y son varios los estudios científicos que han comprobado su eficacia. Sin embargo, en España (y en la región mediterránea en general) aún son pocos los estudios o proyectos cuyo objetivo principal haya sido la recuperación de polinizadores silvestres y la restauración de sus comunidades previamente degradadas.

En el caso de proyectos de restauración o conservación que impliquen el manejo de agroecosistemas, aplicar estas técnicas ha demostrado que no sólo ayuda a potenciar la biodiversidad de polinizadores y conseguir unos cultivos más saludables y resistentes frente a perturbaciones, sino que también puede ayudar a aumentar la producción agrícola, el rendimiento del cultivo y la obtención de un alimento de mayor calidad.

1) **Mejorar la heterogeneidad del hábitat.** La configuración espacial del paisaje resulta fundamental para la conservación y sostenimiento de las comunidades de polinizadores. Paisajes heterogéneos, con hábitats y comunidades vegetales diferentes y diversas, albergan mayor diversidad que aquellos que son más homogéneos. En caso de realizar plantaciones, se debe apostar por la diversificación de flora, utilizando siempre flora autóctona y a ser posible individuos cuyo origen genético sea de poblaciones cercanas, supuestamente más adaptadas a la zona objetivo de la restauración, para permitir también una conservación genética. Estas plantaciones pueden estar compuestas por plantas de distinto porte (árboles, matorrales o plantas ruderales o arvenses). Por lo que respecta a las interacciones ecológicas, las redes planta-abejas solitarias han mostrado ser más complejas y estables en cultivos orgánicos en paisajes relativamente heterogéneos comparados con cultivos manejados convencionalmente (Martínez-Núñez *et al.*, 2020). En campos de cultivos abandonados o degradados, puede ser interesante potenciar la regeneración del hábitat natural mediante plantaciones selectivas (en el **anexo I** de esta sección se indican cuáles son las plantas más adecuadas en un proyecto de restauración de polinizadores).

2) **Favorecer hábitats de nidificación.** Aunque en el imaginario colectivo parece aceptada la idea de que todas las abejas tienen una vida colonial y una jerarquía social como la abeja de miel, la realidad es que la inmensa mayoría de las abejas polinizadoras son de vida solitaria, al igual que en el caso del resto de los insectos polinizadores. Muchas especies construyen sus nidos en galerías en sustratos como arena, tierra o barro. Este último es aprovechado también por algunas especies como las avispa alfareras (subfamilia *Eumeninae*), que construyen nidos muy elaborados y complejos con él. Otras especies simplemente aprovechan pequeños agujeros que encuentran en muros, paredes, troncos de árboles o materia vegetal.

Esta condición de nidificación es importante a tener en cuenta en un proyecto de restauración o conservación. Una recomendación es dejar manchas de suelo desnudo donde no se labore o remueva la tierra para no destruir los

posibles nidos. Si hay escasez de hábitat de nidificación, como en una zona degradada rodeada de monocultivos o en un contexto urbano donde haya escasez de zonas verdes, también se puede favorecer el hábitat dejando desechos vegetales acumulados como troncos, ramas o montículos de piedras. Los llamados «hoteles de insectos», refugios artificiales fabricados de madera y material vegetal como cañas, bambú o carrizo, se han convertido en una popular manera de potenciar la biodiversidad de abejas solitarias, sobre todo en entornos antropizados. Estos «hoteles» constituyen una excelente herramienta de pedagogía y educación ambiental, aunque sigue sin existir un consenso científico (MacIvor y Packer, 2015) que apruebe su eficacia real en un proceso de RE y, por tanto, se recomienda que el esfuerzo se dirija a crear o garantizar hábitats de nidificación naturales antes que a proveer refugios artificiales.

3) **Reducir o eliminar el uso de plaguicidas y herbicidas.** Siendo el uso intensivo de agrotóxicos una de las principales causas de desaparición de insectos en el mundo, resulta obvio pensar que es necesario reducir o eliminar completamente su uso en las explotaciones agrícolas. Aunque esta práctica está enfocada sobre todo a producciones agrícolas, es altamente recomendado comprobar que en los alrededores del área objetivo de la RE no se usen agrotóxicos de manera sistemática, ya que estos tienen la capacidad de contaminar las áreas adyacentes a su aplicación. Si no se elimina esta perturbación, es posible que las acciones de restauración no tengan efecto. En casos en los que sea imposible eliminar el uso de plaguicidas y optar por otras metodologías ambientalmente sostenibles, se debe evitar, en la medida de lo posible, aplicar los aerosoles en la época de floración de las plantas. También hay muchas semillas comerciales que ya vienen tratadas con insecticidas. En caso de realizar siembras selectivas dentro de un proceso de RE, hay que evitar dichas semillas y buscar otras alternativas.

4) **Restauración de hábitats propios de infraestructuras viales.** Las obras de construcción de infraestructuras viarias como carreteras, autopistas o rotondas implican una destrucción del hábitat y la eliminación de recursos florales. Sin embargo, una vez finalizadas las obras, se pueden diseñar planes de restauración cuyo objetivo sea mitigar estos impactos negativos para los polinizadores. Las plantaciones selectivas son la mejor manera para potenciar el establecimiento de comunidades de polinizadores en estos nuevos hábitats. El movimiento de tierra debido a las obras puede hacer necesario un aporte extra de materia orgánica para que estas plantas puedan crecer de manera óptima.

Los bordes de las carreteras y autopistas constituyen unos hábitats que, a medida que han aparecido nuevos estudios sobre ellos, han ganado importancia ecológica. Tanto es así que ya son varios los países europeos que han adoptado protocolos especiales para su manejo y mantenimiento. Eso es debido a

que estos bordes pueden constituir corredores ecológicos importantes para los polinizadores, a través de los cuales pueden ir desplazándose a la vez que se alimentan o buscan refugio.

Para el mantenimiento de estas infraestructuras, se recomienda tomar las siguientes acciones:

- Evitar la aplicación de herbicidas genéricos en los márgenes de las carreteras. Estos, aparte de contaminar los cultivos y áreas colindantes, también pueden filtrarse en el suelo por lixiviación.
 - En caso de tener que eliminar parte de la vegetación, por ejemplo, para reducir el riesgo de incendios o por motivos que impliquen la seguridad vial, esta eliminación se hará de forma mecánica mediante desbroces selectivos y dejando manchas de vegetación sin desbrozar que se vayan alternando. La frecuencia de los desbroces se reducirá al máximo posible y se evitarán en los periodos de máxima floración, como los meses de abril, mayo o junio.
- 5) **Prácticas agroecológicas beneficiosas para los polinizadores.** Cuando el área objetivo del proyecto sea una explotación agrícola, aparte de reducir o eliminar el uso de plaguicidas, las siguientes prácticas también favorecen el asentamiento de comunidades de polinizadores:
- Rotación y diversificación de cultivos. Como se ha comentado anteriormente, la heterogeneidad de hábitats incrementa la abundancia y biodiversidad de polinizadores, y eso se aplica también en los campos de cultivos. Cultivos diferentes aportarán dietas diversificadas y más nutritivas para estos insectos. Si dichos cultivos, además, tienen la capacidad de florecer varias veces al año o de forma alternada en el tiempo, los efectos beneficiosos aumentarán.
 - Coberturas vegetales. Es una práctica aplicada normalmente en cultivos de frutales y consiste en dejar el suelo sin labrar entre los árboles para que se vaya estableciendo vegetación de forma natural que irá formando estas cubiertas. Una vez que haya pasado la época de floración y fructificación de las plantas, se puede segar el campo, y sus semillas pasarán a formar parte del banco de semillas del suelo que regenerará la cobertura vegetal el próximo año.
 - Bandas florales. Consiste en dejar una superficie de tierra, bien en los bordes de los cultivos, bien entre ellos, donde se deje crecer la flora arvense para que los polinizadores puedan alimentarse y buscar refugio. Estas bandas florales también se pueden potenciar con plantaciones selectivas de plantas y arbustos atrayentes de polinizadores.

Estas prácticas agroecológicas no sólo van a beneficiar a las comunidades de polinizadores, sino que también está comprobado que aumentan el rendimiento de los cultivos y permiten la obtención de frutos de mayor calidad.

7. Indicadores, seguimiento y evaluación de proyectos de restauración ecológica. Registros y censos de la biodiversidad de polinizadores

Realizar seguimientos y monitoreos de poblaciones de polinizadores implica una serie de retos que no presentan los seguimientos de otros tipos de animales o plantas:

- La gran diversidad de insectos polinizadores existentes en España requiere de profesionales bien cualificados para llevar a cabo estos seguimientos y poder identificar las especies. Muchas de ellas son prácticamente imposibles de identificar en el campo a simple vista, y se requiere capturar los individuos para poder identificarlos más tarde en el laboratorio. La escasez de profesionales, como entomólogos o taxónomos, que contribuyen a la identificación de especies es un problema añadido en nuestro país.
- En España (y en la región mediterránea en general), aún son pocos los estudios que evalúan los efectos sinérgicos de la pérdida de biodiversidad de polinizadores. La realidad biogeográfica de España puede dar lugar a que efectos negativos como el cambio climático o la introducción de especies invasoras sean peores que los demostrados en estudios realizados en otras latitudes.
- Los estudios en restauración de redes ecológicas —como las redes de polinización— siguen siendo muy escasos en nuestro país y, por lo tanto, se carece de información y una metodología sólida para poder realizar seguimientos de estas redes con suficientes garantías.
- La restauración de redes ecológicas es un proceso mucho más complejo y lento que la recuperación de una especie o una población. Eso implica que los seguimientos deben realizarse con proyecciones a largo plazo, con el esfuerzo humano y uso de recursos que ello supone.

A pesar de estas dificultades que conlleva trabajar con insectos polinizadores en materia de conservación o restauración, contamos con una serie de indicadores que nos pueden ayudar a evaluar si un proceso de RE tiene buenos resultados. Algunas herramientas de seguimiento que pueden usarse en proyectos de estas características son las siguientes:

Censos de visitantes florales. Consisten en registrar el número de visitas de insectos visitantes florales a las flores de las plantas del área de estudio. Si bien es importante mencionar que un insecto visitante floral no garantiza que la planta sea polinizada de manera eficiente, es un parámetro que ha demostrado ser útil para cuantificar este proceso ecológico (Vázquez *et al.* 2005). Estos censos deben realizarse tanto a nivel espacial (diferentes parcelas o transectos del área de estudio) como a nivel temporal (censos semanales, mensuales o anuales y, si es posible, cubriendo todas las estaciones del año, pero aumentando el esfuerzo de muestreo durante la época de floración). Para la realización de estos censos, se suelen registrar las siguientes variables:



➤ **Figura IV.** La abundancia y riqueza de recursos florales favorece las poblaciones de polinizadores. *Herbazal arvense en el borde de cultivos de secano en Algete, Madrid. Autor: Ignacio Mola.*

- Especie de la planta a censar y número de flores abiertas.
- Número de especies de visitantes florales diferentes, es decir, la riqueza de especies, que visitarán esa planta. Si no se puede identificar la especie directamente en el campo, se tomarán fotografías o se recolectará uno o pocos individuos de la especie para su posterior identificación.
- Número de visitas a flores de cada visitante floral. Será una estimación de la abundancia de la especie.

También debe registrarse el número de especies de plantas diferentes y su abundancia dentro del área de estudios que designemos, ya que los cambios en la flora afectarán a la disponibilidad de recursos florales y, por ende, a la diversidad de polinizadores. Esa diversidad y abundancia de flores puede hacerse mediante transectos lineales o mediante cuadrantes (*plots*), o sea, estimando la densidad de flores por metro cuadrado.

Otras variables como la temperatura, la fuerza del viento y el tiempo dedicado a estos muestreos (por ejemplo, número de observaciones en diez minutos) son igualmente importantes y se recomienda registrarlas en la medida de lo posible.

Uso de trampas o métodos de captura pasivos. Esta metodología permite hacer una estimación de la biodiversidad de insectos presentes en el lugar, pero no sirve para registrar interacciones ecológicas, y algunas de ellas implican la muerte de los insectos. Algunas trampas usadas en inventariados de biodiversidad y seguimientos son las trampas Malaise, las trampas de luz o las *pantraps* (trampas que consisten en platos de colores para atraer distintas especies de polinizadores).

Anexo I: Flora óptima para proyectos de restauración ecológica de polinizadores

El Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales de Cataluña (CREAF) desarrolló los siguientes criterios a la hora de realizar una selección de la flora de clima mediterráneo para un proyecto de restauración de polinizadores:

- Utilizar plantas autóctonas y propias de los hábitats cercanos a la zona a restaurar.
- Elegir plantas que tengan un contenido alto en néctar y/o polen y que sean, por tanto, una importante fuente de recursos alimenticios para los polinizadores.
- Elegir plantas que florecen en diferentes momentos del año, por lo que el conjunto de todas ellas garantice una fuente de alimento ininterrumpida durante todo el periodo de actividad de los polinizadores.
- Elegir plantas de varias familias, de modo que en conjunto atraigan una buena diversidad de insectos polinizadores.
- Elegir plantas generalistas, es decir, que puedan ser utilizadas por muchas especies de polinizadores.
- Presentar las plantas de manera priorizada para ayudar a la selección final por parte del usuario.

La flora óptima para usar en una plantación de restauración dependerá mucho de la localidad objetivo del proyecto y de sus condiciones bioclimáticas. En la siguiente lista aparecen plantas de clima mediterráneo que habitan en España que podrían usarse para un proyecto de restauración, pero nótese que es posible que alguna no sea autóctona de la localidad a restaurar. **El asesoramiento por parte de expertos es altamente recomendable a la hora de hacer una selección de plantas.**

Especie	Familia	Forma vital
<i>Achillea millefolium</i>	Asteráceas	Herbácea
<i>Calendula arvensis</i>	Asteráceas	Herbácea
<i>Chrysanthemum coronarium</i>	Asteráceas	Herbácea
<i>Chrysanthemum segetum</i>	Asteráceas	Herbácea
<i>Arctium minus</i>	Asteráceas	Herbácea
<i>Centaurea melitensis</i>	Asteráceas	Herbácea
<i>Cichorium intybus</i>	Asteráceas	Herbácea
<i>Inula viscosa</i>	Asteráceas	Arbusto
<i>Silybum marianum</i>	Asteráceas	Herbácea
<i>Silene vulgaris,</i>	Cariofiláceas	Herbácea
<i>Silene dioica</i>	Cariofiláceas	Herbácea
<i>Saponaria officinalis</i>	Cariofiláceas	Herbácea
<i>Brassica napus</i>	Crucíferas	Herbácea
<i>Diplotaxis virgata</i>	Crucíferas	Herbácea
<i>Sinapis alba</i>	Crucíferas	Herbácea
<i>Eruca sativa</i>	Crucíferas	Herbácea
<i>Diplotaxis eruroides</i>	Crucíferas	Herbácea
<i>Salvia pratensis</i>	Labiadas	Herbácea
<i>Salvia verbenaca</i>	Labiadas	Herbácea
<i>Nepeta tuberosa</i>	Labiadas	Herbácea
<i>Thymus vulgaris</i>	Labiadas	Herbácea
<i>Stachys officinalis</i>	Labiadas	Herbácea
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Labiadas	Arbusto
<i>Origanum vulgare</i>	Labiadas	Herbácea
<i>Prunella grandiflora</i>	Labiadas	Herbácea
<i>Lavandula angustifolia</i>	Labiadas	Arbusto
<i>Lavandula stoechas</i>	Labiadas	Arbusto
<i>Lavandula dentata</i>	Labiadas	Arbusto
<i>Vicia sativa</i>	Leguminosas	Herbácea
<i>Vicia villosa</i>	Leguminosas	Herbácea
<i>Onobrychis hispánica</i>	Leguminosas	Herbácea
<i>Onobrychis viciifolia</i>	Leguminosas	Herbácea
<i>Ononis natrix</i>	Leguminosas	Herbácea

Especie	Familia	Forma vital
<i>Melilotus officinalis,</i>	Leguminosas	Herbácea
<i>Lupinus angustifolius.</i>	Leguminosas	Herbácea
<i>Lotus corniculatus</i>	Leguminosas	Herbácea
<i>Medicago sativa</i>	Leguminosas	Herbácea
<i>Trifolium pratense</i>	Leguminosas	Herbácea
<i>Dorycnium hirsutum</i>	Leguminosas	Arbusto
<i>Linum usitatissimum</i>	Lináceas	Herbácea
<i>Linum perenne</i>	Lináceas	Herbácea
<i>Asphodelus sp.</i>	Liliáceas	Herbácea
<i>Sanguisorba minor</i>	Rosáceas	Herbácea
<i>Amelanchier ovalis</i>	Rosáceas	Arbusto
<i>Crataegus monogyna</i>	Rosáceas	Arbusto
<i>Prunus avium var. sylvestris</i>	Rosáceas	Árbol
<i>Prunus dulcis</i>	Rosáceas	Árbol
<i>Prunus spinosa</i>	Rosáceas	Arbusto
<i>Rubus ulmifolius</i>	Rosáceas	Arbusto
<i>Sorbus aria</i>	Rosáceas	Árbol
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rosáceas	Árbol
<i>Sorbus domestica</i>	Rosáceas	Árbol
<i>Foeniculum vulgare</i>	Umbelíferas	Herbácea
<i>Coriandrum sativum</i>	Umbelíferas	Herbácea
<i>Eryngium campestre</i>	Umbelíferas	Herbácea
<i>Heracleum sphondylium</i>	Umbelíferas	Herbácea
<i>Cistus albidus</i>	Cistáceas	Arbusto
<i>Helianthemum squamatum</i>	Cistáceas	Herbácea
<i>Helianthemum syriacum</i>	Cistáceas	Arbusto
<i>Tamarix africana</i>	Tamaricáceas	Árbol
<i>Myrtus communis</i>	Mirtáceas	Arbusto
<i>Lonicera etrusca</i>	Caprifoliáceas	Arbusto
<i>Lonicera implexa</i>	Caprifoliáceas	Arbusto
<i>Lonicera nigra</i>	Caprifoliáceas	Arbusto
<i>Helleborus foetidus</i>	Ranunculáceas	Herbácea
<i>Borago officinalis</i>	Boragináceas	Herbácea
<i>Lithospermum fruticosum</i>	Boragináceas	Herbácea

Bibliografía

- Bailes, E.J. *et al.* (2018) First detection of honey bee viruses in hoverfly (syrphid) pollinators, *Biology Letters*, 14 (2), 20180001.
- Beltrán, R. y Traveset, A. (2018) Redes de interacción entre flores e himenópteros en dos comunidades costeras. Efectos de la pérdida de hábitat, *Ecosistemas*, 27(2), pp. 102-114.
- Carvalho, L.G. *et al.* (2010) Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas, *Journal of Applied Ecology*, 47(4), pp. 810-820.
- Castro-Urgal, R. y Traveset, A. (2016) Contrasting Partners' Traits of Generalized and Specialized Species in Flower-Visitation Networks, *PLoS ONE*, 11(3), e0150824.
- Daszak, P., Cunningham, A.A. y Hyatt, A.D. (2001) Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife, *Acta Tropica*, 78(2), pp. 103-116.
- De la Peña, E. *et al.* (2018) Polinizadores y polinización en frutas subtropicales: implicaciones en manejo, conservación y seguridad alimentaria, *Ecosistemas*, 27(2), pp. 91-101.
- Dolezal, A.G. *et al.* (2016) Honey Bee Viruses in Wild Bees: Viral Prevalence, Loads, and Experimental Inoculation, *Plos One*, 11(11), e0166190.
- Donoso, I. *et al.* (2016) Phenological asynchrony in plant–butterfly interactions associated with climate: a community-wide perspective, *Oikos*, 125, pp. 1434-1444.
- Garratt, M.P. *et al.* (2014) Avoiding a bad apple: insect pollination enhances fruit quality and economic value, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 184, pp. 34-40.
- Greenpeace (2014) Alimentos bajo amenaza-Valor económico de la polinización y vulnerabilidad de la agricultura española ante el declive de las abejas y otros polinizadores. Disponible en: <https://archivo-es.greenpeace.org/es-pana/Global/espana/2014/Report/abejas/alimentos%20bajo%20amenaza%20BR.pdf>
- Halpern, S.L., Adler, L.S., y Wink, M. (2010) Leaf herbivory and drought stress affect floral attractive and defensive traits in *Nicotiana quadrivalvis*, *Oecologia*, 163, pp. 961-971.
- IPCC (2014) Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri, R.K. y Meyer, L.A. Eds. Ginebra, Suiza: IPCC.
- Jauker, F. *et al.* (2019) Partitioning wild bee and hoverfly contributions to plant–pollinator network structure in fragmented habitats, *Ecology*, 100(2), e02569.
- Jones, K.E. *et al.* (2008) Global trends in emerging infectious diseases, *Nature*, 451, pp. 990-993.
- Kennedy, C.M. *et al.* (2013) A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems, *Ecology Letters*, 16(5), pp. 584-599.
- Klatt, B.K. *et al.* (2014) Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value, *Proceedings of the Royal Society*, 281, pp. 2013-2440.
- Klein, A. *et al.* (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops, *Proceedings of The Royal Society*, 274, pp. 303-313.
- MacIvor, J.S. y Packer, L. (2015) 'Bee Hotels' as Tools for Native Pollinator Conservation: A Premature Verdict? *PLoS ONE*, 10(3), e0122126.
- Martínez-Núñez, C. *et al.* (2020) Low-intensity management benefits solitary bees in olive groves, *Journal of Applied Ecology*, 57(1), pp. 111-120.
- Michener, C.D. (2007) *The bees of the world*. Baltimore, Estados Unidos: John Hopkins University Press.
- Morales, B. *et al.* (2020) Pollinating insects of cherimoya (*Annona cherimola* Miller) in La Molina, Lima, Peru, *Peruvian Journal of Agronomy*, 4 (1), pp. 10-16.
- Motta, E.V.S. y Moran, N.A. (2020) Impact of glyphosate on the honey bee gut microbiota: Effects of intensity, duration, and timing of exposure, *mSystems*, 5(4), e00268-20.
- Nieto A. *et al.*, IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2014) Red List of Bees.
- Norfolk, O., Eichhorn, M.P. y Gilbert, F. (2016) Flowering ground vegetation benefits wild pollinators and fruit set of almonds within arid smallholder orchards, *Insect Conservation and Diversity*, 9(3), pp. 236-243.
- Ollerton, J., Winfree, R. y Tarrant, S. (2011) How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), pp. 321-326.
- Ortiz-Sánchez, F.J. (2011) Lista actualizada de las especies de abejas de España (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes), *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 49, pp. 265-281.
- Potts *et al.* (2016) Safeguarding pollinators & their values to human well-being, *Nature*, 540, pp. 220-229.
- Ravoet, J. *et al.* (2014) Widespread occurrence of honey bee pathogens in solitary bees, *Journal of Invertebrate Pathology*, 122, pp. 55-58.
- Revilla, T. A., Encinas-Viso, F. y Loreau, M. (2015) Robustness of mutualistic networks under phenological change and habitat destruction, *Oikos*, 124(1), pp. 22-32.
- Sánchez-Bayo, F. y Wyckhuys, K.A.G. (2019) Worldwide Decline of the Entomofauna: A Review of Its Drivers, *Biological Conservation*, 232, pp. 8-27.
- Siqueira, K.M.M. *et al.* (2008) Comparative study of pollination of *Mangifera indica* L. in conventional and organic crops in the region of the Submedio Sao Francisco valley, *Revista Brasileira de Fruticultura*, 30, pp. 303-310.

Stefanescu, C. *et al.* (2018) Diversidad de insectos polinizadores en la península ibérica, *Ecosistemas*, 27(2), pp. 9-22.

Traveset, A. y Richardson, D.M. (2006) Biological invasions as disruptors of plant–animal reproductive mutualisms, *Trends in Ecology and Evolution*, 21 (4), pp. 208-216.

Traveset, A. y Richardson, D.M. (2014) Mutualistic interactions and biological invasions, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, pp. 89-113.

Traveset, A. *et al.* (2018) Effects of habitat loss on the plant–flower visitor network structure of a dune community, *Oikos*, 127(1), pp. 45-55.

Tuell, J.K. y Isaacs, R. (2010) Weather during bloom affects pollination and yield of highbush blueberry, *Journal of Economic Entomology*, 103 (3), pp. 557-562.

Tylianakis, J.M. *et al.* (2008) Global change and species interactions in terrestrial ecosystems, *Ecology Letters*, 11(12), pp. 1351-1363.

Valido, A., Rodríguez-Rodríguez, M.C. y Jordano, P. (2011) Interacciones entre plantas y polinizadores en el Parque Nacional del Teide: Consecuencias ecológicas de la introducción masiva de abeja doméstica (*Apis mellifera*, Apidae). En: Ramírez, L. y Asensio, B. Eds. *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2007-2010*. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales, España, pp. 205-231.

Valiente-Banuet, A. *et al.* (2007) Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world, *Functional Ecology*, 29(3), pp. 299-307.

Vázquez, D.P., Morris, W.F., Jordano, P., Vázquez, D.P. (2005) Interaction frequency as a surrogate for the total effect of animal mutualists on plants. *Ecology Letters*; 8: 1088–1094.

Waser, N.M. y Price, M.V. (2016) Drought, pollen and nectar availability, and pollination success, *Ecology*, 97(6), pp. 1400-1409.

Woodcock, B.A. *et al.* (2017) Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees, *Science*, 356(6345), pp. 1393-1395.



21. Bloque temático

**Participación
ciudadana:
participar, condición
democrática y útil
para no estrellarse**

Tomás R. Villasante Prieto¹

¹ Profesor Honorífico UCM y activista de Comunidades en Transición.

1. Lo aprendido y lo que no se debe hacer

El «Amplio compromiso» del Objetivo 2 de las Naciones Unidas para esta década a veces sólo es un parche para justificar intervenciones de todo tipo, porque el papel lo aguanta casi todo. Se pueden hacer magníficos planes de restauración ecológica que, sin embargo, pueden quedarse en un cajón y no ser útiles para el medio ni para la población. O aún peor, que pueden provocar que la gente se ponga en contra porque los sienta como una imposición administrativa más. Como profesionales nos ha tocado varias veces intentar defender (y revertir) algunos planes de «reservas ambientales» que los campesinos o los usuarios de esos espacios habían entendido como una agresión y, por lo tanto, amenazaban con boicotarlos. Esto ha ocurrido en la isla de Tenerife, en la sierra de Madrid y en otras comunidades autónomas. Si la ciudadanía no participa en diversos grados, se puede **perder el tiempo y los recursos** y hacer que la restauración ecológica sea un buen deseo guardado en un cajón, o que tan sólo sirva para mostrar el plan escrito y dibujado a las visitas, pero sin resultados prácticos. La amenaza es que el medio ambiente degradado (o con amenazas) no sea conservado por la población cercana, que vive día a día de su uso, y cuyos miembros pueden ser tanto los «custodios» como los «depredadores» más eficientes de las formas de vida. Como el comportamiento de empresas y Administraciones no suele ayudar, son los habitantes, como «custodios» de su territorio (en cierto porcentaje), los que pueden ser una garantía de futuro para la sostenibilidad.

Entre las lecciones aprendidas, hay que entender **cómo se produce la comunicación**, que no es una simple «concienciación» a la gente «ignorante». La gente que vive en un lugar sabe mucho de la vida cotidiana y de las características locales, que no están en los manuales universitarios (que necesariamente son genéricos). La comunicación hay que generarla de forma bilateral, es decir, del técnico hacia la población y de los grupos locales hacia la parte técnica y administrativa. O, dicho de otra forma, si no hay una mínima confianza entre las partes afectadas, lo que se produce son errores y engaños, tanto por un lado como por otro. No toda la población tiene las mismas ideas y percepciones del medio; hay muchas contradicciones incluso hablando con las mismas personas: por ejemplo, una campesina puede decir que ella vive muy tranquila y bien en su pueblo y que no se mudaría, pero también puede opinar que su hijo que vive en la ciudad es quien está mejor y muestra con orgullo que se haya ido del pueblo. Este es un dilema que no significa que la gente haya perdido la razón, sino que la realidad es compleja y puede contener este tipo de contradicciones, sobre todo si no sabemos ahondar en las causas profundas

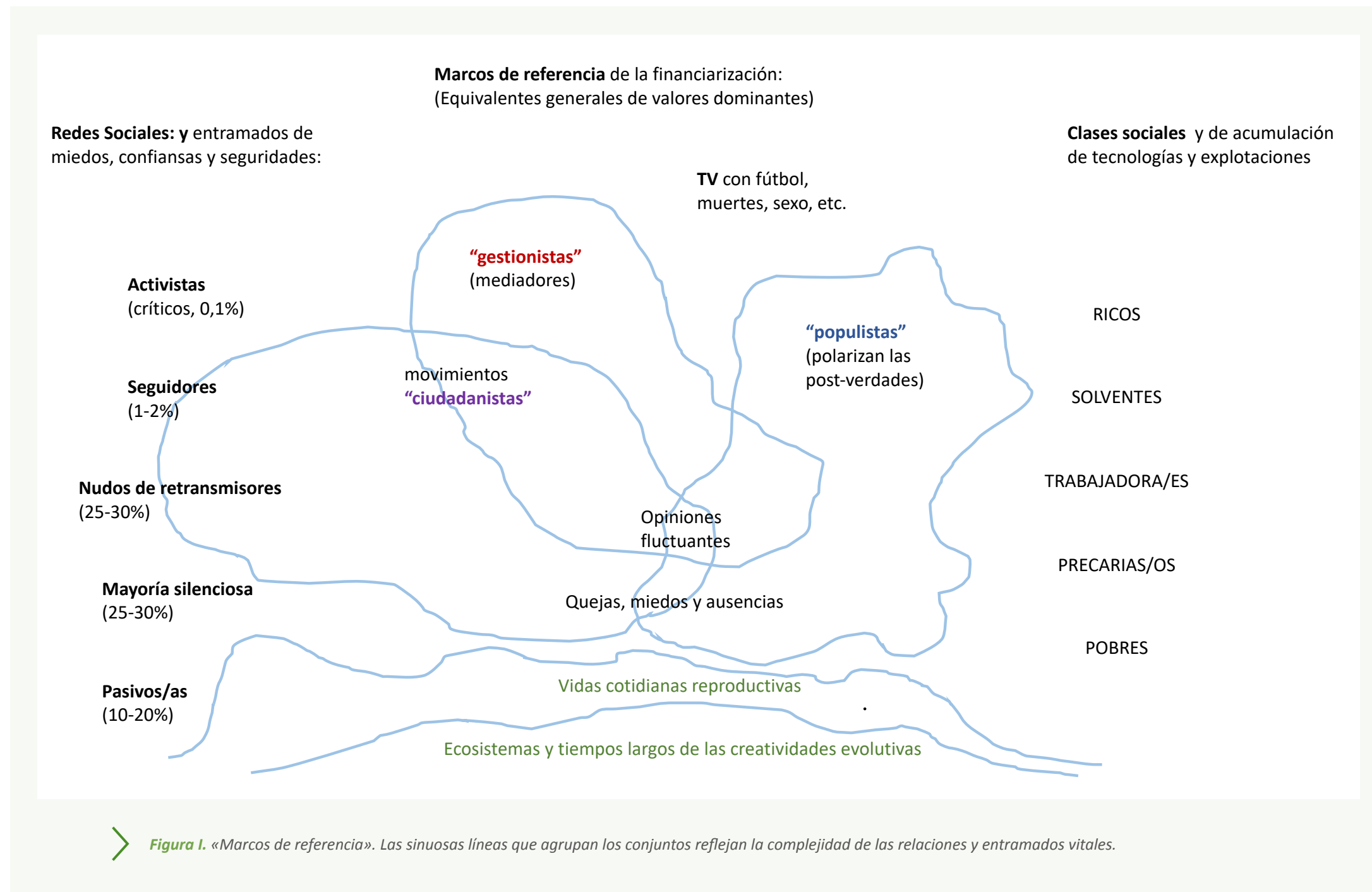


Figura 1. «Marcos de referencia». Las sinuosas líneas que agrupan los conjuntos reflejan la complejidad de las relaciones y entramados vitales.

y ocultas que se esconden en esos razonamientos. En este escrito vamos a intentar plantear cómo se puede entrar y construir en la práctica la superación, por parte de la misma gente, de sus planteamientos contradictorios, cómo hacer creativas las contradicciones. Por ejemplo, empezando por hacer una técnica como la «deriva» o el «transecto» (paseos con gente local en los lugares de los que se trata), en los que pueden surgir for-

mas distintas (posiblemente complementarias) de entender lo que pasa y lo que puede pasar. Puede ser un primer paso para **generar unas primeras confianzas** que vayan más allá de lo que se dice en una reunión formal o en las estadísticas que se suelen usar. Hay otras formas de tomar contacto con un «grupo motor» inicial (hacer una línea del tiempo, grabar unas entrevistas con cámaras, hacer concursos de fotos o *photo voice*, etc.).

Es importante distinguir entre lo que es un grupo motor de colaboración voluntaria de lo que son los dirigentes de las asociaciones en reuniones de una comisión de seguimiento (como se verá más adelante).

En una sociedad en la que existen diferentes intereses de clases sociales, de formas de culturas patriarcales y jerarquizadas, de diversas identidades por ser rurales o urbanitas, etc., sería extraño que todo fuera tan fácil como explicar lo que dice la ciencia. La **gente vive en un estado de desconfianza** y se parte de posiciones de menos cero, y no de una posición a favor de la participación. Lo que nos planteamos no es por qué la gente quiere participar, sino por qué en general el ambiente no facilita que se quiera participar. Sólo algunas autoridades y grupos activistas acuden a una primera reunión o a un paseo para identificar aspectos positivos y negativos del espacio que se quiere restaurar; pocos más. Incluso cuando se pretende llegar a una reunión amplia de la población —alguna vez se consigue que lleguen 50 o 100 personas en una localidad—, no estamos contando con más que con un 1 % o 5 % de la población total. La paradoja aparente es que al día siguiente se comentará en el lugar «que estaba todo el mundo», y en parte tienen razón, porque en esas cifras, para una población de 10.000 o 20.000 habitantes, se está dando una «muestra muy representativa» que puede considerar **la diversidad** de posiciones probables sobre el tema a restaurar, que es lo que realmente importa.

Pero más importante que lo que suceda en la reunión (sea del 1 % o del 2 %) es lo que la gente que no ha ido comenta al día siguiente en los bares, mercados, plazas, etc., porque es ella, sin embargo, la que crea la opinión pública local. «**Nodos retransmisores**» son quienes ya tienen ganada una autoridad en la opinión de los diversos ambientes por cómo se mueven en la vida local y el prestigio que ya tienen sus opiniones en los diversos sectores de la comunidad. La mayoría de la población tiene opiniones no muy definidas, contradictorias y fluctuantes, de lo oído o de cómo recuerda vivencias: son las mayorías silenciosas, que atienden a lo que les llega de esos nodos retransmisores por diversas redes de la vida cotidiana. El entramado local y el supralocal de las redes y cruces de opiniones es hipercomplejo y necesita hacer un «mapeo de actores y conjuntos de acción» específico; algo así como la radiografía de las relaciones que no se ven, pero que son las que mueven las opiniones y las conductas para cada caso concreto. La investigación de las contradicciones internas en los sectores populares, con las escuchas interactivas a cada parte del mapeo, nos permitirá poder establecer una estrategia con los conjuntos de acción y, por lo tanto, una comunicación con los actores que sea más adecuada en cada caso.

Lo que no se debe hacer es pensar que los demás son los equivocados y que sólo nosotros tenemos la razón científica y segura. Porque, aun así, nos podemos quedar con nuestras razones aislados y sin poder ser operativos, es decir, realizar planes, legislación u otras medidas que a la gente

no le interesan. Así, la gente no las cumple, o incluso las ignora a propósito o va en su contra en sus prácticas habituales. A la gente le importa más la opinión de sus vecinos que las legislaciones o los planes que se dicten. Incluso cuando hay sanciones o multas, la gente busca la forma de «**hacer por debajo**», de esquivarlas, apoyándose en la opinión de las mayorías, que no es otra que la proclamada por los «nodos retransmisores». Las razones técnicas y administrativas han de escuchar interactivamente las de los sectores populares, y esto plantea dificultades que no se tienen en cuenta. Quienes acuden a las reuniones que se convocan no suelen ser los «nodos retransmisores», sino los dirigentes y los activistas (estos tienen unas visiones parciales e incluso ideologizadas). Es preferible salir con los «grupos motores» a la calle a escuchar, de forma interactiva, a los nodos y a sectores de base allí donde se encuentren y recoger «sus verdades». A partir de estas radiografías locales (sobre todo si se incluyen en un proceso con «devoluciones») se puede autodiagnosticar la situación, si es que no queremos estrellarnos.

2. Interdisciplinariedad

Se trata de proyectos **interdisciplinares**, donde cada profesional aporta sus conocimientos, convencido de que son los más importantes, lo cual ya nos lleva a polemizar y descubrir una serie de prejuicios previos. Trabajar en equipo no es tarea sencilla cuando en las universidades no es costumbre y cuando en la cultura dominante se nos enseña a ser competitivos. En ingenierías y ciencias naturales se suelen usar técnicas y lenguajes que sólo se conocen internamente y que se aportan al equipo profesional, pero en ciencias sociales todo el mundo se cree con derecho a opinar. Es muy positivo el intercambio en todos los campos científicos, pero, a la hora de aplicar las técnicas específicas (mapeos estratégicos, multilemas, flujogramas, votaciones ponderadas, programaciones o evaluaciones, por ejemplo), conviene que sean las personas **con experiencia** en dichas técnicas quienes las dinamicen. Si un médico nos da más seguridad cuando hace una historia clínica, una radiografía y un análisis de sangre y de orina, y tenemos con confianza una conversación, cuando nos referimos a una comunidad también deberíamos mantener estos principios: la confianza en la historia singular (analizadores, etc.); la radiografía (mapeo) de las relaciones y los actores; las causas profundas (multilemas) y no sólo dilemas superficiales; los análisis de contenidos (posiciones y nudos críticos); las propuestas superadoras que se pueden consensuar; y la organización y el seguimiento de acuerdos, etc. Vamos a ver más adelante estas técnicas en un proceso.

Siempre es conveniente empezar por el papel de **los poderes en juego**, o sea, hasta dónde es creíble que se puede llegar. Hay que tener en cuenta que no todos juegan en los mismos escenarios. Debemos empezar por los poderes económicos y políticos, con sus contradicciones, y cómo se puede jugar

en ese campo minado. Casi todos pueden opinar que la restauración ambiental es un bien que le conviene a la naturaleza y a la sociedad en general. Pero entre lo que se dice y lo que se hace hay una gran discrepancia, incluso entre la ley y lo que hay en la realidad. Por eso, para la restauración hay que diferenciar desde el principio lo que se dice de lo que están dispuestas a asumir la Administración o las empresas implicadas. Es muy contraproducente y no es nada aconsejable engañar a la población con promesas que no se van a cumplir. Puede incluso ser una fuente de oposición popular y de **frustración** para las pretensiones de recuperación de los espacios a proteger. La gente está ya muy escarmentada y no colaborar es lo más frecuente, por eso es mejor empezar por dar unos pasos concretos, creíbles y palpables, y no hacer grandes declaraciones que puedan volverse en contra.

Suele haber varias Administraciones y poderes económicos en juego. Dentro de las empresas, ni todas tienen ni la misma influencia, ni se manifiestan y quieren implicarse en el mismo grado (unas por razones publicitarias, otras por intereses de turismo, otras por capacidad de mercado, etc.). Y en las Administraciones hay técnicos y políticos muy diversos, no sólo por sus razones ideológicas o por sus experiencias profesionales, sino también por sus **aspiraciones** en las competencias de varios tipos (ganar elecciones, ganar dinero, etc.) en las que el sistema les mete. Una jungla en la que también hay que saber moverse. Por ejemplo, cualquier político no dirá en público (aunque es muy legal y lógico) que hace una restauración para ganar las siguientes elecciones, sino que, ante todo, lo hace por el bien de la humanidad. Esto sabemos que ocurre en los campos legales, pero hay poderes que actúan en campos clientelares e incluso corruptos, sobre todo en los negocios de la construcción (y no pocas veces en connivencia con sectores de la Administración).

Ante estas situaciones de juegos de poderes, por encima de las técnicas de restauración, lo que cabe es actuar con estrategias adecuadas. No sólo en función de lo que dicen las técnicas restauradoras, sino de si se pueden hacer o no, y en qué grado nos es permitido avanzar o frustrarnos. En este aspecto, **las alianzas** con diversos sectores de la población son la mejor garantía para nuestros proyectos técnicos. No sólo con población de base, sino con sectores intermedios (algunos medios, algunos políticos, algunas empresas, asociaciones y movimientos, etc.). Conscientes de estos conjuntos y sus alianzas, su respaldo por los «nodos retransmisores» es tan importante para la regeneración como el hecho de que las medidas ambientales sean las más adecuadas. Podemos usar los «**desbordes**» (la reversión en lenguaje del maestro Ibáñez [1994]). No se hace por concienciar (o pelear) al contrario, sino para rodear y aislar, tanto al mostrar las contradicciones entre lo que dice y lo que hace como al aislar su posición con las mayores alianzas posibles. Puede pretender seguir con su posición de no recuperación obstruccionista, pero le será más difícil defenderla y ser eficaz. No se trata tanto de peleas frontales entre técnicos o entre políticos como de que la gente (desde diversas posiciones) difunda argumentos y prácticas desde redes sociales y medios.

3. Un proceso interactivo, no una concienciación

Se trata de un **proceso interactivo, no de una concienciación**. No es lo mismo concienciar (que se asimila a «soltar el rollo», «la chapa», etc.) que generar espacios donde por sus prácticas la gente encuentre formas de autoconcienciarse de forma colectiva. Son lo que llamamos **«talleres de creatividad social»** (devolución y retroalimentación de síntesis de las escuchas interactivas) y que solemos organizar de manera habitual. Como hay muy diversas situaciones, con determinados puntos concretos en cada caso, no se puede generalizar una forma única de proceder, pero presentamos **al menos seis fases**, pues no se debe olvidar que una restauración no es hacer un taller o visitar un día un lugar, o mantener una reunión con dirigentes, sino escuchar, devolver información, chequearla, construir estrategias comunicativas y de acción, propuestas operativas y consensuadas, etc. Es decir, es **un proceso** que lleva tiempo (muchas veces años, no sólo meses), tanto para la restauración de los espacios degradados como para reconvertir las opiniones y conductas de la gente.

Por todo esto, si ha de haber una planificación a medio y largo plazo para la restauración natural de los espacios, debe plantearse también una planificación con los usuarios habituales para tratar de garantizar que se vayan a cumplir los objetivos. Si en una generación la gente se acostumbra a usar esos espacios de forma sostenible y las empresas y la Administración acompañan el plan de forma coherente, entonces podemos entender que sí se actuó adecuadamente. Las empresas y las Administraciones tienen sus propias inercias, pues tienen mucho peso en las restauraciones posibles, pero por sus estructuras no suelen ser tan afines a dinamizar **grupos custodios**, como experiencias de la sociedad civil han demostrado. Un proceso inicial de varios meses, o de unos pocos años, permite que **grupos motores** se movilicen en «plataformas unitarias» en defensa de la costa, de la sierra, en favor de recuperar con agroecología cultivos que se venían perdiendo, o en «grupos custodios» de bosques o de espacios naturales.

	Mes 1	Mes 2	Mes 3	Mes 4	Mes 5	Mes 6	Mes 7	Mes 8	Mes 9	Mes 10	Mes 11
Reconocimiento del entorno y autocrítica del grupo inicial											
Planteamiento inicial del tema y los objetivos											
Negociación con actores sociales y presentación pública											
Taller de mapeo de redes y muestra											
Reuniones de la comisión de seguimiento											
Grupo motor y posibles reuniones											
Entrevistas a expertos											
Trabajo de campo y escucha (talleres, entrevistas, etc.)											
Análisis de material y frases recogidas											
Presentación del informe autodiagnóstico											
Talleres de devolución creativa											
Planificación de acciones integrales y sustentables											
Programación											
Evaluación y monitoreo (rectificaciones o mejoras)											

 **Tabla 1.** Ejemplo de cronograma del proceso participativo. Fuente: Red CIMAS.

Son esquemas teóricos de manuales de la Red CIMAS, que sólo han de tomarse como referentes de fases de un cronograma posible. Para una actualización mayor de las técnicas posibles, hay publicados en abierto tanto vídeos como juegos de dispositivos prácticos que recomendamos para consultar. Los **enlaces** de la [Red CIMAS](#) (sobre textos y vídeos) y la [Fundación CREASVI](#) (sobre vídeos y juegos de técnicas) pueden ofrecer herramientas útiles para lo que venimos explicando. En la pestaña de la fundación se puede consultar un ingenio de cuatro fases con sus técnicas muy sencillo. También hay otro ingenio que lleva a una pizarra Miro donde aparecen nueve fases de un proceso con sus técnicas a elegir.

4. Presentación de técnicas e ingenios

Presentamos técnicas e ingenios (de uso tanto presencial como telemático) dentro de una metodología que venimos experimentado desde hace décadas. La nombramos «socio-praxis» en la medida en que pretende seguir la lógica acción-reflexión-acción. O sea, partimos desde las acciones de la gente, reflexionadas conjuntamente, y proyectadas en nuevas acciones con la gente (al menos con algunos grupos más implicados). Una secuencia posible, aunque no la única, puede usar diversas técnicas en cada fase o salto de construcción colectiva:

1) **Autorreflexión y negociación inicial.** Hemos visto que todas las partes podemos estar lastradas por los prejuicios de nuestro sector, o también por hábitos personales. Para reducir estos prejuicios y poder enfocar mejor los procesos, se pueden hacer reuniones del tipo de «sociodramas» o juegos de rol, reuniones DAFO con sectores mezclados o, aún mejor, paseos tipo deriva o transectos, que además permiten generar **confianzas** entre sectores diversos. Es interesante vernos capaces de mostrar que nos ponemos al nivel de respetar las opiniones y decisiones de la gente desde el principio, por lo poco habitual que es. Si se consigue un grupo de ayuda local (un grupo motor voluntario) con alguna de estas técnicas y se negocia al principio con las partes dirigentes una comisión de seguimiento, se inicia ya un camino prometedor.

2) **Mapeo estratégico y los conjuntos de acción.** Ya hemos visto un esquema sobre comunicación en donde aparecen clases sociales y poderes, posiciones culturales y relaciones de confianzas o miedos, etc., entre grupos y sectores de la población, como un sociograma de un barrio entero o de una comarca o de un sector cualquiera. Además de los ejes que encuadra esta **radiografía de las relaciones** y contradicciones del día a día, aparecen «conjuntos de acción» por sus confianzas internas y sus fronteras externas. Esto nos permite obtener una visión rápida de conjunto, es decir, un autodiagnóstico de relaciones y posiciones, de dónde se pueden abrir puentes o alianzas que respalden una regeneración o recuperación de los espacios naturales basándose en la propia gente. Por eso lo llamamos «mapeo estratégico».

3) Autodiagnóstico con **encuentros de creatividad social.** En cada proceso, los actores, cuyas condiciones relacionales ya conocemos, hacen circular informaciones y acciones diversas a las que conviene estar atentos. Las técnicas cualitativas son aquí bastante útiles, y se pueden centrar en las escuchas interactivas: no sólo con preguntas a la gente, sino con repreguntas desde la gente, muy atentos a las posiciones ocultas (aquellas que sólo salen en ambientes de cierta confianza). El mapeo estratégico se puede usar como muestra relacional, de forma que con pocos grupos y entrevistas se tenga un panorama bastante completo (y con cierta profundidad) de las causas y de los temas que se perciben sobre la degradación y la posible **recuperación** del espacio natural. Pero con estas técnicas sólo estamos rozando un primer conocimiento por separado de cada uno de los diversos sectores. Y nos interesa profundizar más allá de lo primero que dicen, que no es lo más interesante, y también interrelacionar unas causas con otras, pues al vivir tan de cerca con estas percepciones aparecen aspectos muy interesantes.

Para profundizar en lo recogido en las escuchas interactivas, hacemos unas devoluciones con sesiones abiertas, no sólo a todos los entrevistados, sino también a la gente que quiera saber las opiniones que circulan (si bien seleccionamos frases y posiciones anónimas que fueron registradas como contradictorias). Las técnicas de los «multilemas» (sacadas de los tetralemas de Ibáñez, pentalemas de Galtung, etc.) nos permiten realizar **autoanálisis** mucho más profundos que los obtenidos con las técnicas cualitativas habituales. Y para interrelacionar las diversas causas y poder construir lo que llamamos «nudos críticos» (o prioridades sobre las que actuar) usamos los «flujogramas» (que recogen la complejidad mejor que los árboles de problemas o que los DAFO, aunque también se pueden usar con fines didácticos). Cuando ya tenemos «campos superadores» y «nudos críticos» que nos orienten colectivamente, es más fácil encajar planes y propuestas coproductivas.

4) **Priorización de propuestas** y generación de consensos. A veces las priorizaciones se quieren hacer con votaciones, de forma que de ellas salen una posición ganadora y otras perdedoras. Pero un sector no tiene por qué derrotar a otros, y a veces por pequeñas diferencias. En las consultas a las bases, con una pregunta formulada sobre un dilema y que siempre se limita a dos alternativas, es cuando se pierden los matices que suelen tener los asuntos complejos. Por eso actuamos con democracias participativas que permitan articular las mejores propuestas que han presentado diversos grupos. En votaciones ponderadas diversos grupos pueden presentar sus propuestas (ordenadas según urgencias, temáticas, etc.) y la gente puede hacer una **distribución de puntos**, mezclando con su ponderación las diversas alternativas. Al final, se pueden sumar los puntos de cada propuesta y articular entre sí las que han conseguido más apoyos (seguramente de diversos grupos). Esto es fácil de llevar a cabo en un plenario viendo las similitudes y las correspondencias que se suelen dar.

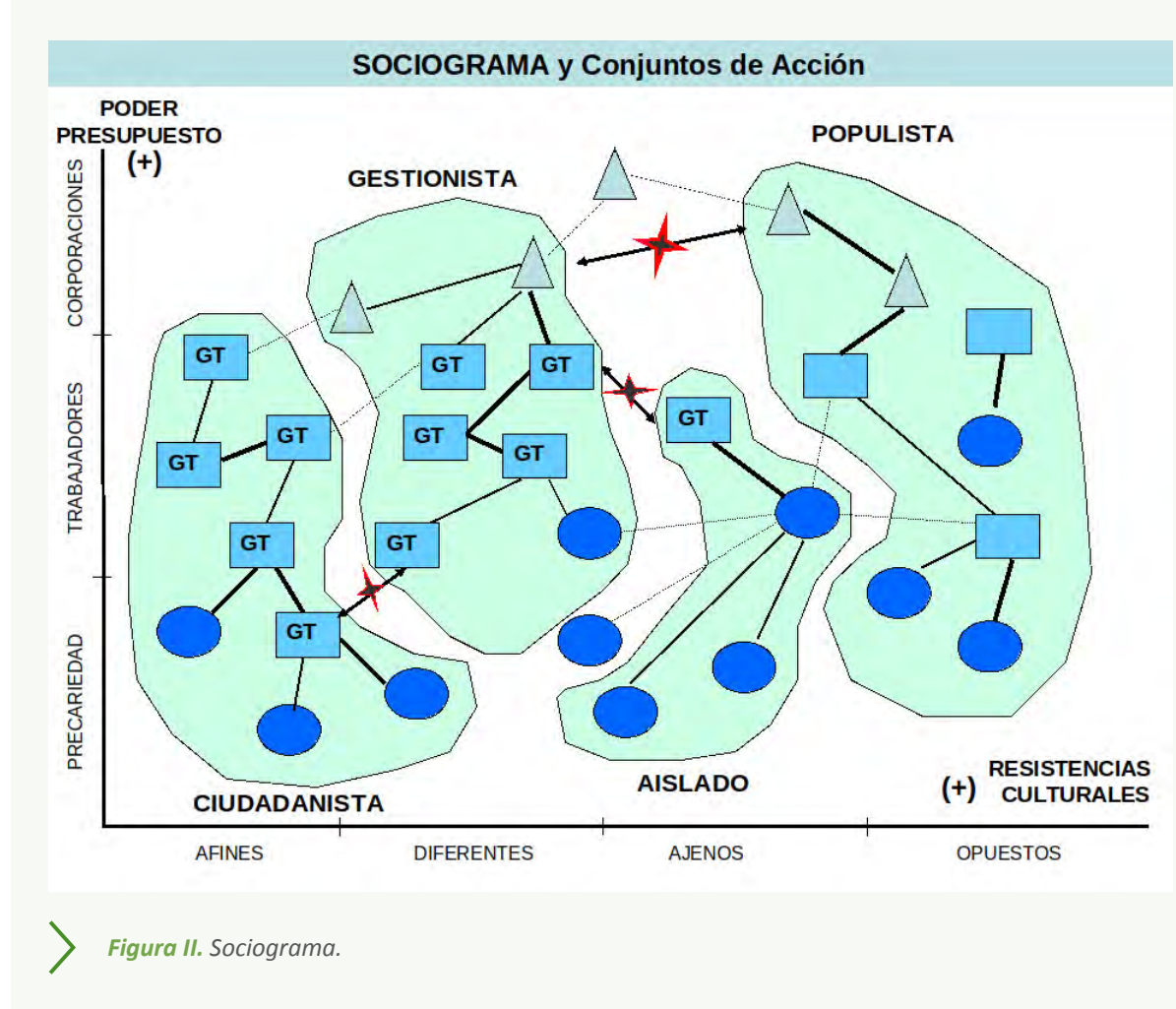


Figura II. Sociograma.

5) **Autoorganización y cogestión.** Si la gente se llega sentir (al menos algunos grupos variados) protagonista del proceso al hacer el autodiagnóstico, es más posible que se continúe con la cogestión y seguimiento de lo que se va haciendo. Más que elegir a unos dirigentes para los cargos representativos a fin de que se encarguen de casi todo, parece preferible el reparto de tareas. Usar **diferencias de inteligencias y capacidades** permite que haya diferentes personas: i) unas hacen seguimiento y control; ii) otras tienen la capacidad para expresarse y ser portavoces de lo acordado; iii) otras tienen mejores habilidades para el cuidado de las reuniones y la organización; y iv) otras se encargan de tomar notas de los acuerdos y las estrategias y de hacer el seguimiento oportuno, etc.

6) Los indicadores sirven para tener puntos de referencia, pero el seguimiento no debería perseguir tan sólo cumplirlos. El «**monitoreo participativo**» a lo largo del proceso es una técnica más adecuada.

Propuestas	Puntos	Responsable
Propuesta de urgencia		
Propuesta temática: 1. ^a		
Propuesta temática: 2. ^a		
Propuesta temática: 3. ^a		
Propuesta de idea fuerza		

Tabla II. Organización de las propuestas tras la votación ponderada.

Al principio de un proceso se suelen fijar unas metas y unos indicadores (cuantitativos) de lo que se quiere conseguir. En ocasiones esto se convierte en una formalidad administrativa para justificar cómo se cumplieron las propuestas más que para evaluar con la gente cuáles son las decisiones durante el recorrido que hay que tomar ante nuevas situaciones que van apareciendo. Parece más importante realizar el monitoreo sobre las posibles desviaciones a lo largo del proceso y las rectificaciones que haya que ir haciendo. Las Administraciones y la gente pueden tomar decisiones adecuadas a los desbordes que se vayan presentando. Usar un «coherenciómetro» (cuadro de doble entrada: los objetivos cruzados con las actividades planteadas o realizadas), o bien una «diana» (en cada reunión los asistentes puntúan varios aspectos en cinco minutos sobre lo realizado).

5. Conclusiones

No se debe olvidar que la población es la mejor garantía del uso de los espacios o de su degeneración. Conviene empezar haciendo un mapa de poderes para no engañarnos y no engañar. Un proceso implica tareas interdisciplinares, estrategias colaborativas y dificultades y/o desviaciones frecuentes (no entender la diversidad o culpar a los políticos y/o a la gente). Parece importante que los grupos de población se impliquen en la defensa y **regeneración** de sus espacios vitales, y no basta sólo con medidas técnicas y administrativas. Hay varias técnicas que facilitan el protagonismo de los grupos motores en los temas de recuperación ecológica.

Casos prácticos recomendados

[88 TRANSICIÓN](#)

[21 ECO-ÁREAS MARDETODOS](#)

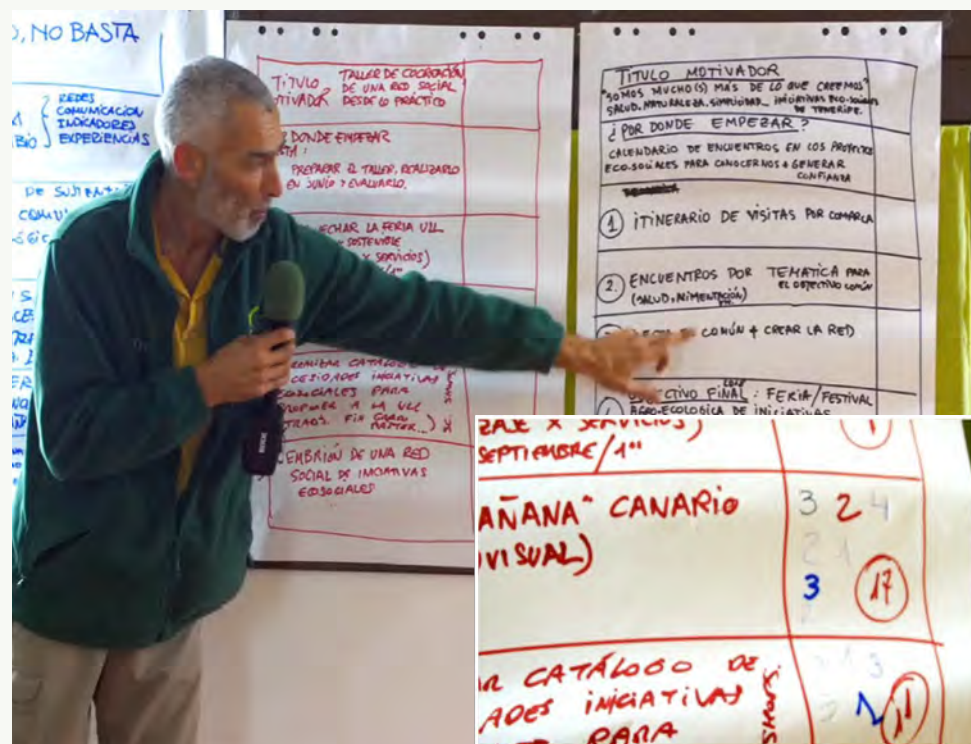


Figura III. Un vecino de Tenerife, participante de una dinámica, explica al resto de los asistentes las propuestas realizadas desde su mesa (constituida por grupos reducidos que favorezcan la participación de todos sus miembros). A continuación, todos los participantes puntúan las propuestas del resto de las mesas (no de la suya) con un sistema de puntos, en este caso 1, 2, 3 y 4 puntos, a las cuatro propuestas que le parecen a cada participante más acertadas. Posteriormente, se suman las puntuaciones y se obtienen las más votadas, que curiosamente no suelen ser incompatibles entre ellas. Las acciones se deben articular en torno a estas propuestas. En la imagen inferior derecha se muestra un detalle de la votación ponderada y del recuento final.

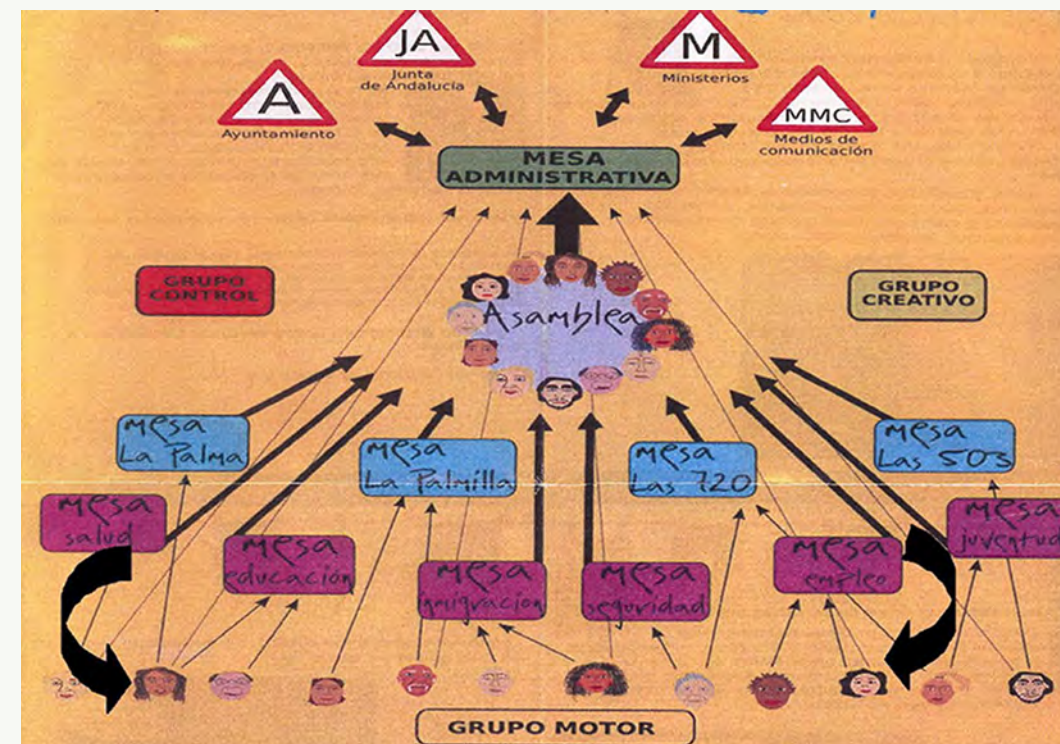


Figura IV. Estructura organizativa y de flujo del proceso participativo del Plan Comunitario de Palma-Palmilla en la ciudad de Málaga, un entorno urbano altamente degradado. Un grupo motor del barrio consiguió que participaran unas trescientas personas, a partir de las propuestas de las mesas, que priorizaron las tres de mayor urgencia en la asamblea, y que se trasladaron a las Administraciones y a los medios. Un grupo de control hace el seguimiento de lo acordado y monitorea el proceso.

Bibliografía

- Bollier, D. y Helfrich, S. (2021) *Libres, dignos, vivos. El poder subversivo de los comunes*. Barcelona: Icaria.
- Capra, F. (2003) *Las conexiones ocultas*. Barcelona: Anagrama.
- Delgado, J.M. y Gutiérrez, J. Eds. (1994) *Métodos y técnicas cualitativas de investigación en ciencias sociales*. Madrid: Síntesis.
- Freire, P. (1970) *Pedagogía del oprimido*. Madrid: Siglo XXI.
- Galtung, J. (1988) *Methodology and development*. Copenhage: Eilers.
- Guattari, F. (1990) *Las tres ecologías*. Valencia: Pre-textos.
- Ibáñez, J. (1994) *Por una sociología de la vida cotidiana*. Madrid: Siglo XXI.
- Federicci *et al.* (2020) *La vida en el centro. Feminismo, reproducción y tramas comunitarias*. Montevideo: Minervas.
- Fundación CREASVI. Disponible en: www.fundacioncreasvi.org
- Margulis, L. (2002) *Planeta simbiótico*. Madrid: Debate.
- Naredo *et al.* (1996) *Ciudades para un futuro sostenible*. Madrid: Habitat II, Ministerio de Obras Públicas.
- Peirano, M. (2022) *Contra el futuro. Resistencia ciudadana frente al feudalismo climático*. Barcelona: Debate.
- Red CIMAS. Disponible en: <https://www.redcimas.org/>
- Red CIMAS. (2015) *Metodologías participativas. Sociopraxis para la creatividad social*. Madrid: Editorial Dextra.
- Varela, F. (1998) *Conocer. Las ciencias cognitivas: tendencias y perspectivas*. Barcelona: Gedisa.
- Villasante, T.R. (2006) *Desbordes creativos. Estilos y estrategias para la transformación social*. Madrid: La Catarata.
- Villasante, T.R. (2014) *Redes de vida desbordantes. Fundamentos para el cambio desde la vida cotidiana*. Madrid: La Catarata.
- Villasante, T.R. (2017) *Democracias transformadoras. Experiencias emergentes y alternativas desde los comunes*. Barcelona: El Viejo Topo.



22. Bloque temático

Restauración geomorfológica

José Francisco Martín Duque¹

¹ Universidad Complutense de Madrid.

1. Ámbito y contexto

1.1. Terminología

El vocabulario relativo a la recuperación de espacios degradados, desde una aproximación geomorfológica, ha estado condicionado por el término asociado a la minería, al haber sido este su mayor ámbito de aplicación. En Estados Unidos y Canadá se habla de *mine reclamation* y de *geomorphic reclamation* (OSMRE, 2022). En otros entornos geográficos, como Australia, es más común el uso de *mine rehabilitation* (y *geomorphic rehabilitation*). En España, el Real Decreto 975/2009 requiere la «rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras».

Reclamation o *rehabilitation*, y no *restoration*, suponen, implícitamente, una limitación para restituir ecosistemas y paisajes que han sido severamente alterados. Sin embargo, aquí nos hemos decantado por *restauración geomorfológica* (en adelante, RG), pues interpretamos que, cuando se usa una aproximación geomorfológica en la recuperación de terrenos degradados, sí es posible optar por el objetivo más ambicioso, como es restaurar sistemas que se aproximan a los naturales en su configuración y dinámica. En este contexto, la RG es una parte de la restauración ecológica, dirigida a reparar, con el mejor conocimiento y técnicas disponibles, el medio físico de ecosistemas que han sido dañados por movimientos de tierras. También es común *landform design*, sobre todo en Australia o Canadá (LDI, 2022). Pero bajo este concepto no queda claro que la topografía que se diseñe trate necesariamente de replicar la natural. Para evitar esa confusión, algunos utilizan *geomorphic landform design* (DePriest *et al.*, 2015).

1.2. Breve historia de la restauración geomorfológica

La RG agrupa toda una serie de normativas, principios, conocimientos, métodos y técnicas que comienzan a ser descritos en 1977. Casualmente, ese mismo año, dos documentos muy distintos introducen este enfoque. Por un lado, la ley que regulaba las restauraciones mineras en Estados Unidos (SMCRA, 1977) comenzó a establecer que la configuración superficial alcanzada por el retrolleado y remodelado de las zonas mineras debía parecerse a la configuración general de la superficie antes de dicha actividad, y «debía integrarse con, y complementar, la red de drenaje del terreno circundante». Por otro lado, una nota publicada en la revista *Rock Products* (Humphries, 1977) propuso un método para realizar voladuras selectivas en canteras del Reino Unido, de modo que se crearan geoformas (*landforms*) similares a las encontradas en los paisajes naturales del entorno. Esta idea se desarrolló luego en Humphries (1979).



➤ **Figura 1.** Apertura de una explotación minera en Australia occidental. Al fondo puede intuirse el bosque original, sobre una gran llanura (1) salpicada por pequeños relieves residuales (2). En el centro (3) se observa la retirada del suelo; (4) muestra el inicio de construcción una escombrera exterior. A la derecha (5) pueden observarse las primeras fases de excavación de la corta o hueco minero (pit). Es en contextos como este donde la RG es necesaria, para integrar funcional y visualmente en su entorno todo el espacio transformado. **Autor:** J.F. Martín.

Tras esos antecedentes, el primer trabajo que refiere explícitamente la incorporación de principios geomorfológicos en la recuperación de espacios degradados es Stiller, Zimpfer y Bishop (1980), referencia bibliográfica pionera, de base científica, sobre RG. También fue vanguardia el libro de Hannan (1984), verdadero manual sobre remodelados geomorfológicos. En 1987, Toy y Hadley publican un libro titulado *Geomorphology and Reclamation of Disturbed Lands*. Y ya en la década de los noventa del siglo XX, la literatura sobre RG empieza a ser relativamente común: Riley (1995), Sawatsky y Beckstead (1996) o *Landform Design for Rehabilitation* (Environment Australia, 1998), manual que actualizó el trabajo de Hannan (1984). España cuenta con artículos pioneros en RG en esa década (Martín Duque *et al.*, 1998). A partir del año 2000 y hasta la fecha, tiene lugar un desarrollo extraordinario de la bibliografía referida a la RG, de nuevo con una buena aportación desde España (Toy y Black, 2000; Bugosh, 2000; Sawatsky *et al.*,

2000; Sawatsky, Beersing y Ade, 2008; Nicolau, 2003a, 2003b; Toy y Chuse, 2005; Bugosh y Eckels, 2006; Martín Duque *et al.*, 2010, 2020, 2021; DePriest *et al.*, 2015; Martín Moreno *et al.*, 2018; Zapico *et al.*, 2018, 2020, 2021; Hancock, Martín Duque y Willgoose, 2019; Bugosh y Epp, 2019; Bugosh y Eckels, 2022).

1.3. ¿Dónde y por qué es necesaria la RG?

La reconstrucción de nuevas geoformas y paisajes es necesaria allí donde estos han sido transformados o destruidos, lo cual ocurre, sobre todo, por actividades humanas que «mueven tierras» (minería, ingeniería civil o urbanismo). A diferencia de otras perturbaciones, el movimiento de tierras provoca transformaciones inexorables, de modo que todos los componentes de los ecosistemas y los paisajes son dañados (**figura 1**). Es decir, no sólo la vegetación o el suelo, sino

también la topografía, el sustrato, la hidrografía y la hidrogeología (Gómez Sal y Nicolau, 1999).

La completa eliminación de la vegetación y del suelo desencadenan procesos erosivos severos, que generan impactos ambientales aguas abajo, mediante emisiones contaminantes, normalmente cargadas de sedimentos (contaminación física), pero también química, como en el caso de la minería metálica, con el drenaje ácido de mina (DAM). A su vez, las transformaciones que provocan las excavaciones de terrenos o las acumulaciones de tierras generan condiciones muy elevadas de inestabilidad, lo que implica un grave riesgo de subsidencias, deslizamientos o colapsos (Mossa y James, 2021). Uno de los efectos más críticos del movimiento de tierras es la destrucción de las redes de drenaje (Kite *et al.*, 2020).

La RG surge por la letanía de fallos (sobre todo inestabilidad por erosión) documentados en Estados Unidos en la década de 1990, asociados a los métodos de reconstrucción topográfica convencionales (laderas rectas de pendiente homogénea, taludes y bermas, terrazas). También ante la imposibilidad de estas aproximaciones, que son combinación de la ingeniería civil y de prácticas agrícolas ancestrales, para garantizar la estabilidad de los espacios rehabilitados ante eventos extremos, y por su escasísima integración visual y ecológica. Martín Duque *et al.* (2010) realizan una recopilación detallada de referencias bibliográficas al respecto.

1.4. Un intento de definición

No existe una definición clara de RG. Sobre todo, porque normalmente se ha referido a un tipo de actividad (minería) y a un enfoque (geomorfología fluvial). Una descripción conocida es la siguiente (OSMRE, 2022):

«Debido a los actuales avances en tecnología, es posible diseñar de forma rápida y económica geoformas y cauces estables que imitan la apariencia y funcionalidad de la naturaleza. Usando modernas herramientas de diseño y la aproximación de restauración geomorfológica, es posible recuperar terrenos altamente degradados y crear sistemas naturales totalmente funcionales, virtualmente indistinguibles de los paisajes circundantes».

Sawatsky y Beckstead (1996: 127) detallan la aproximación geomorfológica para la recuperación de zonas mineras, consistente en «diseñar sistemas de drenaje, geoformas y paisajes que repliquen los naturales, lo que reduce el riesgo de erosión acelerada [...]», lo que requiere una comprensión de la geomorfología regional. Para Toy y Chuse (2005), una aproximación geomorfológica a la reconstrucción topográfica busca la «restitución de cuencas hidrográficas, laderas y cauces con paisajes en equilibrio dinámico, de modo que los ajustes debidos a procesos geomorfológicos disminuyan después de la restauración».

Ante la falta de una definición amplia, intentamos aquí una enunciación más general, con el espíritu de que esta se vaya revisando, matizando y completando. Tratando de aunar todos los contextos y enfoques, la RG podría definirse como:

«El proceso de diseñar, construir o reconstruir geoformas y paisajes, y arquitecturas de sustratos, que repliquen la morfología y dinámica de las naturales, allí donde el terreno ha sido severamente transformado y degradado por actividades humanas que mueven tierras, tales como minería, obra civil o urbanización; tanto en sus resultados de excavación (desmontes, cortas, etc.) como de relleno (escombreras, vertederos, terraplenes)».

Según nuestro enfoque, la RG no es una mera reconstrucción topográfica, pues aborda también el restablecimiento de la estructura o arquitectura natural del terreno, incluyendo sus formaciones superficiales y suelos. A su vez, no implica necesariamente la reconstrucción de redes de drenaje o cuencas hidrográficas, sino que sería aplicable, literalmente, a cualquier geoforma «natural» de la superficie terrestre.

Si se nos permite el símil prestado de la ciencia ficción, sólo los medios técnicos y económicos impedirían «construir un fiordo», puesto que existen la tecnología y el conocimiento para que este sea diseñado por ordenador. Por esta tarea fue premiado Slartibartfast: «Mírame: diseño líneas de costa. Conseguí un premio por Noruega. [...] He estado diseñando fiordos toda mi vida. [...] Hubo un momento fugaz en que estuvieron de moda y conseguí un premio por ello» (Slartibarfast, Diseñador de Planetas, *Guía del Autoestopista Galáctico*, Adams, 1979: cap. 30).

2. Métodos de restauración geomorfológica

Existen muchos ejemplos de restauración que han incluido principios geomorfológicos. Por ejemplo, la construcción de laderas cóncavas (Martín Duque *et al.*, 1998, 2010; Martín Moreno *et al.*, 2016; Loch, 2010). Si bien esta idea es interesante, es sólo una solución bidimensional para paisajes que son siempre tridimensionales. También se han construido laderas festoneadas en minería y desarrollos urbanos (Schor y Gray, 2007), pero diseñadas de un modo esquemático e intuitivo. Sin embargo, en esta sección describimos métodos que tienen un procedimiento bien establecido, sistemático, complejo, basado en principios de la ciencia geomorfológica, para tratar de replicar configuraciones terrestres naturales, tridimensionales, a escala de paisaje.

2.1. Métodos de restauración geomorfológica fluvial

La práctica totalidad de la RG ha estado basada en la geomorfología fluvial. Ello es debido a que la mayor parte de los paisajes de la superficie terrestre han sido modelados por la acción fluvial, y los métodos de RG que han tenido mayor de-

sarrollo buscan la réplica de cuencas hidrográficas y redes de drenaje. Pero insistimos en que la RG es un concepto mucho más amplio, al menos a nivel teórico, e incluye cualquier aproximación técnica, de base científica, para replicar relieves y paisajes naturales de cualquier origen y contexto geográfico y climático.

Los métodos de restauración geomorfológica fluvial (en adelante RGF) se nutren de una ingente literatura científica, según la cual geomorfólogos e hidrólogos habían investigado, bien la configuración de cuencas hidrográficas para su comprensión (Horton, 1945; Strahler, 1964), bien la dinámica fluvial con el propósito de replicar esas características en la mejora de sistemas fluviales degradados (Dunne y Leopold, 1978; Williams, 1986; Rosgen, 1994, 1996).

2.1.1. La aproximación geomorfológica (método canadiense)

Cronológicamente, fue el primero en desarrollarse. Este enfoque geomorfológico se introdujo a principios de la década de 1990 en restauraciones mineras del estado de Alberta (Canadá), como respuesta de empresas mineras a exigentes obligaciones normativas y de responsabilidad. Las minas de arenas petrolíferas (*oil sands*) del norte de Alberta requerían —y requieren— en sus planes de cierre garantizar la responsabilidad ante impactos o riesgos derivados de eventos extremos. Las empresas eran reticentes a asumir compromisos a tan largo plazo. Por el contrario, los reguladores tuvieron siempre la preocupación de que los planes de cierre previnieran futuras catástrofes, como las derivadas de la rotura de presas mineras.

Ante esa situación, las aproximaciones convencionales de análisis de riesgo, basadas en eventos catastróficos específicos —que excedieran periodos de retorno superiores a 2.000 años— eran muy costosas. Además, las estructuras de drenaje resultantes ni favorecían la recuperación de los ecosistemas nativos ni se integraban con los mismos. En ese contexto, la alternativa fue la «aproximación geomorfológica», basada en replicar la configuración y dinámica de los sistemas naturales, permitiendo a los promotores demostrar que sus restauraciones se comportarían de modo similar a aquellos, con tasas comparables de erosión y sedimentación, siendo sostenibles en el largo plazo. Los nuevos sistemas de drenaje, «naturales», evitarían así la fea apariencia de los estructurales, proporcionando una elevada integración ecológica y paisajística a un coste significativamente menor. Se argumentaba, además, que los nuevos drenajes basados en los naturales resistirían de un modo mucho más resiliente que los de la ingeniería convencional los efectos de eventos extremos. Es muy interesante destacar que la RG en Canadá fue auspiciada por los promotores mineros como una solución económica, eficiente y ecológica.

El método canadiense requiere de una comprensión profunda de los sistemas fluviales regionales, los cuales trata de replicar con la mayor precisión posible. Se busca reproducir formas del terreno y redes de drenaje análogas a las naturales. Se diferencia entre dos grandes sistemas: laderas y llanuras aluviales.

En las laderas, los paisajes diseñados y construidos se organizan en torno a redes de drenaje con cauces de primer y segundo orden, efímeros, cuyos fondos están colonizados por vegetación (*vegetated waterways*), imitando las zonas más altas y de mayor pendiente de las cuencas hidrográficas naturales (**figura II**). Donde los cauces diseñados reciben volúmenes de escorrentía superiores a sus equivalentes naturales, estos son reforzados con carga de fondo (gravas, cantos y bloques), en un efecto de «armado» (*armored channels*). En el caso de las llanuras aluviales, se replican sistemas fluviales equivalentes, previo estudio de los mismos, en los términos que ya había recogido una inmensa literatura científica. Se cuantifican y replican parámetros como anchura y profundidad de los cauces de *bankfull*, pendiente de los cauces, tipo de secciones, sinuosidad, longitud y anchura de los cinturones de meandros, entre otros.

La aproximación geomorfológica canadiense es muy robusta respecto a la reconstrucción de las redes de drenaje, pero no aborda de un modo integral la reconstrucción de los interfluvios, ni dispone de un *software* (comercial o libre) que permita una transferencia global de este método. Para una introducción al método canadiense de RG recomendamos la lectura de Sawatsky, Beersing y Ade (2008) y Sawatsky y Beersing (2014), desde donde, a su vez, se puede acceder a más referencias.

2.1.2. GeoFluv-Natural Regrade

Los beneficios de desarrollar aproximaciones completas de RG, que integraran las redes de drenaje con sus laderas, habían sido propuestos en la literatura del último cuarto del siglo XX (SMCRA, 1977; Hannan, 1984; Sawatsky y Beckstead, 1996; Environment Australia, 1998). Pero hasta la aparición de GeoFluv no existía un método que permitiera realizar diseños con un enfoque geomorfológico integral (cauces y laderas), y mucho menos un *software* (Natural Regrade) que ejecutara esa función en plataformas *computer aided design* (en adelante, CAD) o a partir de modelos digitales de elevaciones (MDE).

Este método surgió porque, veinte años después de las exigencias de SMCRA, en 1997, los reguladores mineros de Estados Unidos constataban que las rehabilitaciones mineras no cumplían las condiciones necesarias para la devolución de avales, depósitos económicos que las empresas deben entregar a las Administraciones como garantía de la restauración. En 1999, la *US Government's Office of Surface Mining* (OSM) informaba de que las minas de carbón sólo cumplían con el 66 % de sus objetivos para recuperar avales, y describía que los problemas asociados a la inestabilidad de las geoformas eran frustrantes (Bugosh y Eckels, 2022). Ese año, la empresa BHP, que operaba varias minas en el ambiente altamente erosivo de Nuevo México, reconociendo los problemas asociados a las prácticas convencionales, comenzó a aplicar un método integral de restauración geomorfológica fluvial, GeoFluv, inventado y patentado por Nicholas Bugosh, quien había sido inspector de restauraciones mineras en el estado de Montana, y había constatado el fracaso



➤ **Figura II.** Cauce efímero, colonizado por vegetación (*vegetated waterway*), construido sobre escombreras mineras de Canadá occidental.

de las aproximaciones convencionales. Este método, desarrollado por primera vez en la mina La Plata, integraba el diseño de las redes de drenaje y sus interfluvios, proporcionando estabilidad erosiva. Las divisorias se articulan como laderas complejas, con perfiles longitudinales convexo-cóncavos, pero en tres dimensiones, es decir, incluyendo lomas secundarias y vaguadas. Estas morfologías, que imitan a las naturales, rompen con la estructura de laderas largas y de pendiente uniforme de los métodos de la ingeniería tradicional, evitando la erosión en regueros y cárcavas. Las vaguadas reciben la escorrentía de las laderas y la ceden a los cauces de modo no erosivo. El conjunto está drenado por cauces fluviales diseñados (a partir de modelación hidrológica) para transportar de modo no erosivo la escorrentía y el sedimento, entregándolo a su nivel de base de modo estable, en un equilibrio dinámico similar al que tienen los paisajes geomorfológicamente maduros (véase la **figura III**). Las secciones transversales, los perfiles longitudinales y las configuraciones en planta de los cauces diseñados, y sus relaciones matemáticas (Williams, 1986), también replican los naturales.

Los beneficios pronto se hicieron evidentes. No sólo se garantizaba la estabilidad ante la erosión, sino que se proporcionaba una gran biodiversidad, una mayor capacidad de almacenar agua en el suelo en un ambiente semiárido y una extraordinaria integración visual. También una reducción de los costes de mantenimiento, lo que promovía una mayor rapidez y garantía de recuperación de avales. Estas ventajas fueron presentadas por primera vez en un *workshop* (Bugosh, 2000) cuya denominación no puede ser más expresiva: *Alternatives to Gradient Terraces*. La empresa BHP obtuvo varios premios por la restauración de La Plata. El método fue luego usado en otra explotación minera (*Best of the Best*) en 2004, a nivel federal. El método fue finalmente implementado en 2005 en el *software* comercial Natural Regrade, de la compañía Carlson. Para más información, véanse: Bugosh y Eckels (2006); Bugosh y Epp (2019, 2022); Zapico *et al.* (2018, 2020, 2021); Hancock, Martín Duque y Willgoose (2019); Martín Duque *et al.* (2020, 2021); Carlson (2022).

Se puede afirmar, con las evidencias descritas y proporcionadas por la bibliografía, que GeoFluv, a través del *software* Natural Regrade, es el método más completo de RG, pues permite diseños integrales de paisajes a escala de cuenca hidrográfica, utilizando principios proporcionados por las ciencias hidrológicas y geomorfológicas. También es el método de RG más utilizado a nivel mundial. En torno al mismo, toda una serie de empresas de Estados Unidos (GeoFluv, 2022), Australia (Landforma, 2022), Suecia (VAST, 2022) y Sudáfrica (Mining Resource Consultancy, 2022) y un grupo universitario de España (Restauración Geomorfológica, 2022) están desarrollando su uso a nivel mundial (véanse las figuras IV, V y VI).

2.1.3. Método australiano. Sistema híbrido geomorfología-ingeniería

Como ya se comentó, en Australia hubo un desarrollo pionero de literatura sobre restauración geomorfológica (Hannan, 1984; Environment Australia, 1998). Sin embargo, no fue hasta la década de 2010 cuando hubo un desarrollo efectivo, con diseños y ejemplos reales. Ello ocurrió a partir de la introducción en este país de GeoFluv-Natural Regrade por parte de Rod Eckels (Landforma), topógrafo que había guiado la construcción de RG en La Plata (Estados Unidos). A partir de ahí, el proceso ha estado liderado por el ingeniero civil Chris Waygood (Waygood, 2014; Kelder y Waygood, 2016), quien, tras su experiencia con GeoFluv-Natural Regrade, ha desarrollado un método propio, junto con otros colaboradores (Sven Dressler). Este método está basado en principios geomorfológicos y de la ingeniería civil, y supone una simplificación de las geoformas, lo que permite una mayor facilidad de construcción con gran maquinaria. También introduce el uso de modelación hidrológica compleja para evaluar el riesgo erosivo de cauces, sobre la base de la ecuación de transporte fluvial de Einstein-Brown. Cuando se estima que el riesgo es elevado, los cauces se refuerzan con un armado de rocas (figura VII). El éxito de esta aproximación está siendo tal que la práctica totalidad de las operaciones de minería de carbón de Hunter Valley (Nueva Gales del Sur) están adoptando ya este método, que se incorpora como restauración progresiva en las operaciones mineras (figura VII).

2.1.4. Restauración de cauces naturales

La restauración de ríos desde una óptica geomorfológica constituye un ámbito muy complejo, aplicable a distintos tipos y grados de perturbación de los sistemas fluviales. Por ello queda fuera del ámbito de este capítulo. En todo caso, hacemos aquí una breve mención al hecho de que: i) hay varias iniciativas conjuntas sobre restauración geomorfológica y de cauces naturales en minería (Vories y Caswell, 2009); y ii) existe un *software* específico, RiverMorph (RiverMorph, 2022), que permite mostrar y editar secciones transversales de cauces basadas en las relaciones morfológicas establecidas por Rosgen (1994, 1996).



➤ **Figura III.** Formas del terreno y paisajes convergentes en diferentes regiones del Planeta. Imagen superior, Hunter Valley (Nueva Gales del Sur, Australia). Imagen central, Puerto Libertador (Colombia). Imagen inferior, recreación de un paisaje del interior de la provincia de Lugo (España), por el ilustrador Miguelanxo Prado. Los tres casos muestran relieves alomados, con una sucesión contrapeada de lomas y vaguadas a ambos lados del valle, que arrancan desde las inflexiones de las líneas del drenaje natural, con las lomas en el interior de los zigzag del valle y las vaguadas en el exterior. Resulta verdaderamente revelador el hecho de que esta estructura de cauces y laderas no esté descrita en ningún texto de geomorfología. El método GeoFluv-Natural Regrade se basa en: i) analizar este tipo de paisajes (referentes o análogos); ii) medir su morfometría; y iii) replicarla mediante diseños CAD. **Autores:** foto superior: N. Bugosh; foto central: J.F. Martín, imagen inferior: ©Miguelanxo Prado.

2.2. Métodos de RG en macizos rocosos

Muchas perturbaciones del terreno (trincheras de infraestructuras lineales o frentes de explotación minera) afectan a rocas consolidadas, como calizas, granitos o basaltos, que no son susceptibles de ser remodeladas con morfologías suavizadas como las descritas bajo los métodos de RGF. Estas nuevas geoformas de origen antrópico son el resultado de voladuras y desmontes que exponen rocas no meteorizadas, originando un impacto paisajístico elevado. Estos frentes no están sujetos a erosión hídrica, pero sí a movimientos en masa (como caídas y deslizamientos). Dos métodos, desarrollados en el Reino Unido y Francia, han buscado optimizar la estabilidad y la integración ecológica y paisajística de excavaciones humanas en macizos rocosos.

2.2.1. Réplica de escarpes rocosos naturales en el Reino Unido

Ya se comentó que los artículos de Humphries (1977, 1979) se encuentran entre los pioneros a nivel mundial sobre RG. Destinados a replicar laderas y escarpes rocosos en frentes de explotación de canteras, marcaron un camino que fue continuado por el *Limestone Research Group, Manchester Polytechnic* (Gagen y Gunn, 1988; Gunn, Bailey y Gagen, 1992; Gunn y Baley, 1993; Legwaila, Lange y Cripps, 2015). Los trabajos de esta escuela aparecen ilustrados en el conocido libro *The Restoration of Land* (Bradshaw y Chadwick, 1980), con una fotografía en la página 213 cuyo pie recoge «*Large quarry faces need to be shaped to give naturalistic land forms*», inmejorable descripción del objetivo de la RG.

2.2.2. Talud Royal

Desarrollado y registrado por el ingeniero geólogo Paul Royal (Francia), este método permite diseñar y construir taludes rocosos que reproducen acantilados naturales, obteniendo la máxima estabilidad y maximizando la integración visual y ecológica en su entorno, evitando generar los impactos visuales tan traumáticos que supone, casi siempre, la excavación de macizos rocosos. El objetivo es reconstruir escarpes que se adaptan a la estructura geológica y al modo en que se erosionan de forma natural, manteniendo el carácter («alma») del paisaje.

Para obtener tales configuraciones, el método utiliza lo que se denominan «voladuras de destroza», liberando sus planos naturales (diaclasas y/o estratificación). En palabras de Paul Royal, «debe aceptarse la forma en que la roca reacciona a este tipo de voladura». Posteriormente, el uso de retroexcavadoras, e incluso de limpiezas manuales puntuales, acaba por exponer las discontinuidades naturales. De este modo, las geoformas que aparecen en el talud son similares a las que crearía la erosión natural (**figura VIII**).



➤ **Figura IV.** Restauración mediante GeoFluv en la mina La Plata, Nuevo México (Estados Unidos), donde nació el método. Imagen superior, reconstrucción de una gran escombrera minera, con anterioridad al proceso de revegetación. Imagen inferior, otro sector de la escombrera tras dos años desde su semillado, mostrando ya una comunidad vegetal diversa. Ambas imágenes muestran paisajes organizados sobre la estructura que tienen las cuencas hidrográficas naturales, con cauces principales zigzagueantes y meandriformes, de los que parten una serie de lomas y vaguadas alternas, que configuran laderas festoneadas, de perfiles longitudinales convexo-cóncavos. Esa estructura es idéntica a la de la mayoría de los paisajes de la superficie terrestre (véase la similitud de estos paisajes construidos con los naturales de la figura III). **Autor:** E.E. Epp.

Al quedar expuestas las caras rocosas de los planos naturales, la mayoría estarán impregnadas por depósitos de óxidos, debido a la circulación fisural del agua ocurrida durante milenios. Una vez expuestas a la intemperie, estas pátinas adquirirán rápidamente un aspecto muy parecido a las rocas del entorno. Al reconstruir escarpes con mayor complejidad topográfica, las pequeñas depresiones constituirán trampas para materiales finos, permitiendo una colonización vegetal espontánea, acelerada por el aporte de agua procedente de las redes de fracturas preexistentes.

El método del Talud Royal comienza con un diagnóstico geológico, basado en entender la litología, su estructura y el paisaje que se ha formado en el medio

objeto de actuación, de modo natural, a partir de esas rocas y sus fracturas. Una vez caracterizada esa arquitectura, se diseñan y esquematizan las nuevas geometrías, describiendo los tipos de voladura (si procede) y de extracción y tratamiento, que son específicos para cada lugar. El método requiere un seguimiento cuidadoso de las obras y una formación adecuada de todo el personal implicado.

Una descripción del Talud Royal, aplicado sobre todo en carreteras de Francia, pero que está comenzando a aplicarse en minería, puede encontrarse en la web Genie Geologique (2022).

3. Arquitectura de materiales y suelos

Aunque ha sido definida como tal (Toy y Chuse, 2005), la RG no tiene por única- mente por objetivo una reconstrucción topográfica. O no es sólo ese proceso. Al igual que las geoformas del terreno no son sólo topografía, sino que tienen una disposición específica de sustratos, formaciones superficiales y suelos, la RG debe proponer soluciones que integren esas estructuras bajo las topografías diseñadas, de modo que se restituyan arquitecturas del medio físico que se asemejen a las naturales.

Martín Duque *et al.* (1998, 2010) y Martín Moreno (2016) describen cómo, ante la ausencia de suelos, el uso de formaciones superficiales (coluviones carbonáticos) constituye una solución eficiente para recuperar ecosistemas locales. El concepto de «formación superficial» (aluviales, coluviales, derrubios, etc.) apenas está interiorizado en el mundo de la restauración ecológica.

Cuando existen materiales potencialmente contaminantes, la combinación de RG con cubiertas evapotranspirativas es una línea de trabajo verdaderamente prometedora (Zhang *et al.*, 2018). Esta solución ha sido propuesta por el grupo de Restauración Geomorfológica de la UCM para el sellado experimental de dos vertederos de residuos sólidos urbanos en Extremadura (Fuentes de León y Zala- mea de la Serena).

4. La RG según el tipo de movimiento de tierras

La RG se ha aplicado sobre todo en minería. Los métodos más utilizados son Geo- Fluv y la aproximación canadiense, y los países con mayor implantación son Estados Unidos, Canadá, España, Australia y el Reino Unido, con un desarrollo incipiente en Suecia, Portugal, Sudáfrica o Colombia. En el ámbito de las infraestructuras lineales, se ha aplicado casi exclusivamente en Francia, en macizos rocosos (Talud Royal).

Sin embargo, existe todo un universo de aproximaciones, con enorme potencial, sobre «geopaisajismo» (*geolandscaping*). El enfoque geopaisajista —introducción de principios geológicos y geomorfológicos en el diseño de espacios urbanos y zonas verdes— busca aumentar la integración ambiental urbana en su entorno. Aquí cabe distinguir dos grupos. Por un lado, los enfoques próximos a la RGF, como Schor y Gray (2007), buscan reducir las modificaciones topográficas del urbanismo, los impactos asociados y extender su integración en el paisaje. Schor y Gray (2007) defienden que las transformaciones asociadas al espacio edificado preserven o repliquen las formas del terreno subyacentes, y que el hecho de imitar esas formas proporciona soluciones económicas y ecológicas. Por otro lado, hay un verdadero paisajismo geológico, emergente y creciente (véanse Foxley, 2010; o Basha, Eplényi y Sándor, 2021). Basha, Eplényi y Sándor (2021) hablan de «geología inspiradora», que busca entender y comprender la configuración geológica y geomorfológica del entorno y usar dicho entendimien-



Escombrera 'típica' de ladera

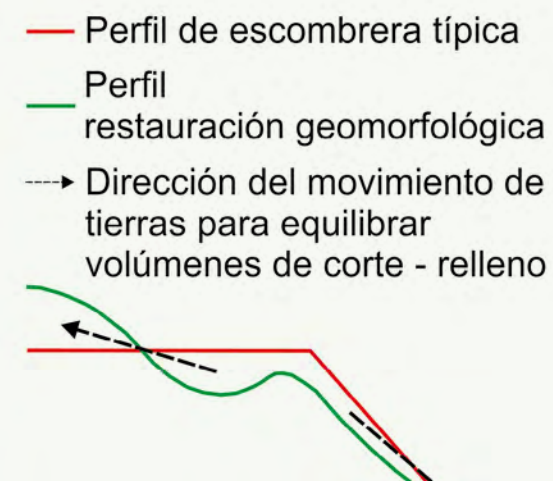
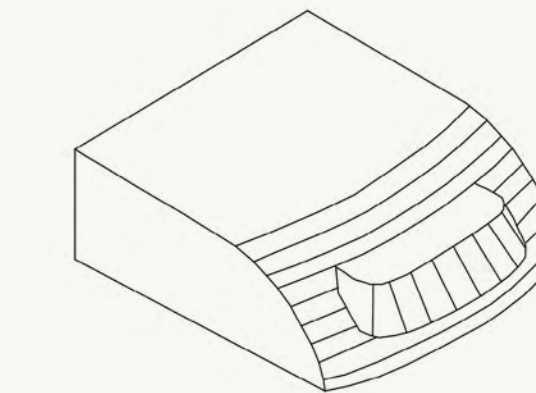


Figura 5. Ejemplo de aplicación del método GeoFluv en España. Modelo de RG propuesto y ejecutado para escombreras exteriores (mina Santa Engracia, LIFE RIBERMINA, https://liferibermine.com/es/homepage_es-2/). a) Situación preoperacional en marzo de 2020, con escombreras exteriores típicas de vertido, acumulación sobre una ladera, y un hueco minero; b) mayo de 2021, con las escombreras ya restauradas con un enfoque de RG. A la derecha se muestra el modelo de transformación de una escombrera típica de ladera en otra que replica geoformas naturales, manteniendo el mismo volumen. Se representa un perfil general de la comparativa, aplicable a la escombrera inferior izquierda [de las imágenes a) y b)]. Autor foto a): Diedro, marzo de 2020; Autor foto b): M.A. Langa.

to para el diseño de nuevos paisajes, con el fin de incorporar más naturaleza en los ambientes construidos.

5. Indicadores y modelos para cuantificar y predecir el éxito de la RG

5.1. Indicadores

La RG(F) se desarrolló para incrementar la estabilidad ante la erosión, cuya cuantificación (y la de la emisión de sedimentos, *sediment yield*) es necesaria

para medir el éxito de las restauraciones. Aguas abajo, se mide la inmisión de caudales y sedimentos en los cursos fluviales. En todos los casos, el objetivo es aproximarse a los valores del entorno (línea base, *baseline*). Los métodos para medir la erosión del suelo y la escorrentía en RG son los mismos que se utilizan en cualquier otro ámbito, como tierras agrícolas (FAO, 1997).

Al minimizar la escorrentía, se aumenta la infiltración, incrementando la humedad del suelo y el agua disponible para las plantas. Este aspecto es crítico en ambientes áridos, donde dicha disponibilidad es el factor limitante en el éxito de la revegetación. También el incremento de la biodiversidad es un objetivo de la RG. Aquí la literatura es aún muy escasa, pero demuestra con evidencias científicas la mejora de la biodiversidad con la RG (véanse Fleisher y Hufford, 2020; Turrión *et al.*, 2021).

5.2. Procedimientos

5.2.1. Medidas directas

La erosión de espacios restaurados con RG puede calcularse mediante la construcción de pequeños diques (*check dams*), que permiten cuantificar el sedimento total acumulado hasta ese punto. Con la transformación del volumen a masa, por unidad de superficie y tiempo, se obtienen tasas de erosión en $\text{Mg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Bugosh y Epp (2019) describen un experimento en el que demostraron que la RG con GeoFluv en la mina La Plata (Nuevo México, Estados Unidos) ofrecía tasas de erosión menores a las del entorno natural.

Las cuantificaciones volumétricas de cambios topográficos también proporcionan tasas de erosión y sedimentación. Las topografías objeto de comparación pueden obtenerse mediante GPS diferencial, láser escáner terrestre y aéreo (LiDAR, *Light Detection and Ranging*) o a partir de imágenes tomadas con drones y procesadas con software fotogramétrico, basado en la técnica *Structure from Motion* (SfM). En todos esos casos se obtienen nubes de puntos con las que se generan MDE y redes irregulares de triángulos (*triangular irregular networks*, TIN), que se comparan en entornos SIG o CAD. El balance entre dos MDE se conoce como *Difference of Dem* (DoD) y también se puede realizar mediante software especializado, como *Geomorphic Change Detection* (GCD). Australian Government (2016), Martín Moreno *et al.* (2018) y Zapico *et al.* (2018) aportan ejemplos de cuantificaciones volumétricas a partir de cambios topográficos en el contexto de RG y minería.

La medición de la inmisión se refiere tanto a un posible incremento de caudales como de concentración de sólidos en suspensión (en adelante, CSS) (*suspended sediment concentrations*, SSC). La CCS (g l^{-1}) se mide con turbidímetros o botes sifonados. El caudal se calcula con *flumes* y sensores de presión (FAO, 1997). Zapico *et al.* (2017, 2018) describen el uso de estos métodos en el contexto de RG y minería.

La humedad del suelo evalúa el porcentaje de agua en el mismo mediante reflectometría de dominio de tiempo (*time domain reflectometry*, TDR), equivalente a la humedad gravimétrica y al potencial hídrico, que indica con qué fuerza retiene el suelo el agua y, por tanto, cuánto les cuesta a las plantas absorber el agua del suelo. Esta medida tiene mayor sentido ecológico que la humedad.

5.2.2. Modelos predictivos

Los modelos de erosión más conocidos (por ejemplo, RUSLE, WEPP, etc.) no son adecuados para evaluar la estabilidad de la RG, pues predicen la pérdida de suelo a escala de ladera, mientras que en el contexto de la RG estamos siempre a escala de cuenca hidrográfica o paisaje. Las herramientas verdaderamente adecuadas para estimar la estabilidad de la RG son los modelos de evolución del paisaje (*landscape evolution models* [en adelante, LEM]), como SIBERIA o CAESAR-Lisflood. Los LEM predicen las tasas de erosión ($\text{Mg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) o de reba-



➤ **Figura VI.** Ejemplo de aplicación de GeoFluv en Suecia. La empresa VAST está desarrollando la RG en Escandinavia en ecosistemas muy sensibles (*tundra*). Desde 2020, ha realizado diseños para las minas Kiruna, Svappavaara y Malmberget, de LKAB. También para Copperstone, en la mina Viscaria, primer proyecto de Escandinavia que incluye un diseño de RG durante la fase de obtención de permisos. La imagen muestra el primer proyecto construido, demostrativo, de RG en esa región (mina Svappavaara). El diseño fue adaptado a un depósito existente de residuos mineros, para minimizar el movimiento de tierra y los costes. A su vez, se integró con un canal perimetral de drenaje para recoger la escorrentía y dirigirla a balsas de decantación, antes de conectar con las redes de drenaje naturales. Con ello, se demuestra la posibilidad de adaptar este tipo de soluciones a operaciones activas. **Autor:** VAST.

jamiento (mm a^{-1}), su tipo (regueros, cárcavas, barrancos, etc.) y dónde ocurrirá. Además, permiten visualizar cómo evoluciona el paisaje tras los procesos de erosión y sedimentación.

Hancock *et al.* (2010) usaron SIBERIA y CAESAR-Lisflood para estudiar la evolución de formas del terreno propuestas para rehabilitaciones mineras del norte de Australia. Hancock, Martín Duque y Willgoose (2019) explican el uso de SIBERIA para evaluar la estabilidad de distintos diseños GeoFluv y convencionales, permitiendo elegir el más estable. Slingerland, Zhang y Beier (2022) evaluaron la estabilidad de cuatro diseños (dos convencionales y dos geomorfológicos) de un

cierre de una balsa minera mediante CAESAR-Lisflood, concluyendo que uno de los diseños geomorfológicos mostraba la mayor estabilidad ante la erosión en el largo plazo.

También tienen utilidad los modelos que posibilitan conocer el poder erosivo de flujos concentrados (como Iber [2022]). La herramienta de modelización Iber (Bladé, Cea y Corestein, 2014a; Bladé *et al.*, 2014b), empleada hasta ahora para la simulación de procesos fluviales, se está comenzando a utilizar para evaluar el comportamiento hidrológico-hidráulico de las líneas de drenaje diseñadas con GeoFluv.

6. Evaluación de la RG

6.1. Ventajas

Los métodos de RG (RGF) surgieron para conseguir una mayor estabilidad que permitiera recuperar antes los avales mineros, y para evitar obras costosísimas ante la responsabilidad derivada de riesgos de tipo catastrófico. Pero lo que era inicialmente una ventaja secundaria —conseguir una mayor integración ecológica y paisajística de los terrenos restaurados— se está convirtiendo en su principal uso. Esto es debido a una mayor conciencia ambiental global y al hecho de que el movimiento de tierras afecta ya con mucha frecuencia a ecosistemas y paisajes muy sensibles (véase la **figura VI**). A modo de resumen, si las soluciones de RG están bien aplicadas: i) consiguen mayor estabilidad, desde el corto al largo plazo, minimizando el mantenimiento; ii) pueden permitir un ahorro económico considerable, sobre todo evitando el uso de obra civil (obras estructurales de drenaje); y iii) logran, inequívocamente, una mayor integración visual y ecológica que los métodos convencionales.

6.2. Limitaciones

Sawatsky, Beersing y Ade (2008) resumen las restricciones más comunes para la adopción de la RG. En primer lugar, destacan «[...] la intransigencia de planificadores y diseñadores, que se resisten a cambiar los métodos tradicionales de restauración, basados en laderas uniformes y terraplenes o escombreras con bermas». Quizás, más que intransigencia, se trata simplemente de una resistencia al cambio, algo comprensible y humano. Respecto al coste, si bien la RG puede suponer ahorros significativos, también puede ser una limitación, por ejemplo, a la hora de remodelar escombreras o vertederos existentes. Sin embargo, puede obtenerse un gran ahorro económico si la RG se incluye en el proceso de planificación (Martín Duque *et al.*, 2020) y se adapta a la maquinaria existente. Dado que la RG elimina totalmente las bermas, esto puede limitar el acceso a determinadas zonas, si bien este aspecto también se puede solventar con una adecuada planificación que permita, por ejemplo, la inclusión de pistas por divisorias. Por último, la eficiencia para acumular grandes volúmenes de residuos o tierras ocupando el menor espacio posible puede verse reducida con la aproximación geomorfológica, cuya huella puede ser mayor, lo que implicaría mayores costes y mayor superficie transformada. Pero ello no ocurre siempre, y precisa ser evaluado.

6.3. Varias formas de equivocarse (lecciones aprendidas)

La aplicación de soluciones de RG (GeoFluv-Natural Regrade) en ejemplos construidos en España desde 2011 ha permitido obtener recomendaciones muy claras. La conclusión más nítida es que, si el método se aplica de modo adecuado, este funciona. Sin embargo, es relativamente común cometer una serie de errores en los procesos de diseño y construcción. Señalamos los más comunes:



➤ **Figura VII.** Imagen superior, detalle de un ejemplo de restauración geomorfológica «híbrida» (método australiano), con un fondo de cauce armado con rocas. Imagen inferior, proceso de restauración minera progresiva de base geomorfológica: un camión minero está descargando estériles en la parte superior de la escombrera, adaptada al diseño geomorfológico, mientras que a su pie toda la base de la escombrera ya está restaurada. Imágenes tomadas en minas de carbón de Hunter Valley (Nueva Gales del Sur, Australia). **Autor:** J.F. Martín.

- No respetar la altura y pendiente del nivel de base. Es decir, no conectar de modo preciso el colector que drena el interior de las zonas restauradas con el lugar al que entrega la escorrentía y los sedimentos.
- No prever ni manejar adecuadamente las entradas de escorrentía exterior hacia las zonas restauradas (*run-on*). Estas deberían conectarse con cauces adecuadamente diseñados para acoger los caudales que corresponda de modo no erosivo.
- No garantizar, de modo ortodoxo, recubrimientos edáficos ni de vegetación protectora (herbácea y de matorrales) en todas las superficies restauradas.

7. Reflexiones finales

En una guía sobre restauración ecológica es necesario dejar claro que, en cualquier perturbación ocasionada por movimiento de tierras, si no existe RG, sería difícil hablar de restauración ecológica, en tanto no hay una recuperación de la configuración y dinámica del medio físico de los ecosistemas degradados. Sin una reconstrucción experta de la topografía, de la hidrografía y de la arquitectura de los sustratos (según su comportamiento geotécnico e hidrogeológico) que simule configuraciones y dinámicas naturales, la recuperación ecológica estará siempre limitada. La aplicación de RG en minería es más fácil, pero más difícil en urbanismo e infraestructuras lineales, donde suelen existir limitaciones de diseño.

Si nos ceñimos a la minería, actividad que ha centrado la práctica totalidad de intervenciones de RG, es preciso tener en cuenta que las actividades extractivas oscilan entre la gran minería y la artesanal. Los métodos aquí descritos tienen un contexto de aplicación más adecuado en actividades y organizaciones con una mayor capacidad técnica y operativa y durante la fase de extracción. En estos ámbitos, la duda sobre la viabilidad de la RG es mínima. Ya se ha demostrado cómo grandes empresas multinacionales y nacionales han aplicado o están aplicando la RG manteniendo —e incluso incrementando— su competitividad. En empresas familiares o en actividades artesanales, si bien es más utópico pensar en el uso de diseños o modelos por ordenador o de equipamientos topográficos, lo cierto es que hay una cantidad importante de medidas de «sentido común geomorfológico» que se pueden implementar. Un ejemplo es el uso eficiente de formaciones superficiales como sustratos edáficos. O diseñar pequeñas trincheras que acojan el material movilizad desde frentes residuales de explotación, evitando la mala práctica de, bien recubrir los frentes, bien adosar los rellenos parciales al propio frente.

Casos prácticos recomendados

[55 LIFE TECMINE](#)

[53 LIFE RIBERMINE](#)

[26 EXPLOTACIÓN MINERA SAN LUIS](#)



➤ **Figura VIII.** Ejemplo de RG siguiendo el método del Talud Royal. Izquierda, final de la fase operativa. Derecha, acabado final. Carretera RN 19, Departamento de Alto Saona (Haute-Saône) Francia. La estructura del nuevo talud rocoso se articula a partir de sus discontinuidades. **Autor:** P. Royal.

Bibliografía

- Adams, D. (1979) *Guía del Autoestopista Galáctico*. Barcelona: Anagrama.
- Australian Government (2016) *Mine Rehabilitation*. Commonwealth of Australia, Canberra.
- Basha, N.A, Eplényi, A. y Sándor, G. (2021) Inspirative Geology- The Influence of Natural Geological Formations and Patterns on Contemporary Landscape Design, *Landscape Architecture and Art*, 17(17), pp. 39-48.
- Bladé, E., Cea, L. y Corestein, G. (2014a) Modelización numérica de inundaciones fluviales, *Ingeniería del Agua*, 18, 68.
- Bladé, E. et al. (2014b) Iber: herramienta de simulación numérica del flujo en ríos, *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*, 30(1), pp. 1-10.
- Bradshaw, A.D. y Chadwick, M.J. (1980) *The Restoration of Land*. Berkeley: University of California Press.
- Bugosh, N. (2000) Fluvial geomorphic principles applied to mined land reclamation. En: OSM *Alternatives to Gradient Terraces Workshop*. Farmington, NM: Office of Surface Mining.
- Bugosh, N. y Eckels, R. (2006) Restoring erosional features in the desert, *Coal Age*, 111(3), pp. 30-32.
- Bugosh, N. y Epp, E. (2019) Evaluating sediment production from native and fluvial geomorphic reclamation watersheds at La Plata Mine, *Catena*, 174, pp. 383-398.
- Bugosh, N. y Eckels R. (2022) *Geomorphic Reclamation Design*. (En prensa).
- Carlson Software (2022) Disponible en: <http://www.carlsonsw.com/support/manuals/>
- Dunne, T. y Leopold, L.B. (1978) *Water in Environmental Planning*. San Francisco: W.H. Freeman.
- DePriest, N. et al. (2015) Geomorphic landform design alternatives for an existing valley fill in central Appalachia, USA: quantifying the key issues, *Ecological Engineering*, 81, pp. 19-29.
- Environment Australia (1998) *Landform Design for Rehabilitation*. Canberra: Department of the Environment.
- España. Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. Boletín Oficial del Estado, 13 de junio de 2009, núm. 143. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2009-9841>
- FAO (1997) *Medición sobre el terreno de la erosión del suelo y de la escorrentia*. Roma: Boletín de Suelos de la FAO, 68. Disponible en: <https://www.fao.org/3/t0848s/t0848s00.htm>
- Fleisher, K.R. y Hufford, K.M. (2020) Assessing habitat heterogeneity and vegetation outcomes of geomorphic and traditional linear-slope methods in post-mine reclamation, *Journal of Environmental Management*, 255, 109854.
- Foxley, A. (2010) *Distance & Engagement*. Zürich: Vogt Landscape Architects, Lars Müller Publishers.
- Gagen, P.J. y Gunn, J. (1988) A geomorphological approach to limestone quarry restoration. En: Hooke, J.M. Ed. *Geomorphology in Environmental Planning*. New York: John Wiley & Sons, pp. 121-142.
- Genie Geologique (2022) Talus Royal. Disponible en: <https://www.2g.fr/talus-royal>
- GeoFluv (2022) Disponible en: <https://www.geofluc.com/>
- Gómez Sal, A. y Nicolau, J.M. (1999) Hacia una caracterización ecológica de los paisajes degradados. Bases para su restauración. En: González Alonso, S. Ed. *Libro homenaje a D. Ágel Ramos*. Madrid: E.T.S.I. Montes, pp. 629-639.
- Gunn, J., Bailey, D. y Gagen, P. (1992) *Landform Replication as a Technique for the Reclamation of Limestone Quarries*. London: HMSO.
- Gunn, J. y Bailey, D. (1993) Limestone quarrying and quarry reclamation in Britain, *Environmental Geology*, 21, pp. 167-172.
- Hannan, J.C. (1984) *Mine Rehabilitation*. Sydney: New South Wales Coal Association.
- Hancock, G.R., Loch, R.J. y Willgoose, G.R. (2003) The design of post-mining landscapes using geomorphic principles, *Earth Surface Processes and Landforms*, 28, pp. 1097-1110.
- Hancock, G.R. et al. (2010) A catchment scale evaluation of the SIBERIA and CAESAR landscape evolution models, *Earth Surface Processes and Landforms*, 35, pp. 863-875.
- Hancock, G.R., Martín Duque, J.F. y Willgoose, G.R. (2019) Geomorphic design and modelling at catchment scale for best mine rehabilitation – the Drayton mine example (New South Wales, Australia), *Environmental Modelling and Software*, 114, pp. 140-151.
- Hancock, G.R., Martín Duque, J.F. y Willgoose, G.R. (2020) Mining rehabilitation- using geomorphology to engineer ecologically sustainable landscapes for highly disturbed lands, *Ecological Engineering*, 155, 105836.
- Hooke, R., Martín Duque, J.F. y Pedraza, J. (2012) Land transformation by humans, *GSA Today*, 22(12), pp. 4-10.
- Hooke, R.L. y Martín Duque, J.F. (2022) Impact of the Great Acceleration on Our Life-Support Systems. En: Shroder, J.J.F. Ed. *Treatise on Geomorphology*, vol. 9, pp. 167-186. Elsevier, Academic Press.
- Horton, R.E. (1945) Erosional development of streams and their drainage basins; Hydrophysical approach to quantitative morphology, *Bulletin of the Geological Society of America*, 56, pp. 275-370.
- Humphries, R.N. (1977) A new method for landscaping quarry faces, *Rock Products*, 80(5), 122H-122J.
- Humphries, R.N. (1979) Landscaping hard rock quarry faces, *Landscape Design*, 127, pp. 34-37.
- Iber (2022) Disponible en: <https://iberaula.es/>
- Kelder, I. y Waygood, C. (2016) Integrating the use of natural analogues and erosion modelling. En: Fourie, A. y Tibbett, M. Eds. *Mine Closure 2016*. Perth: Australian Centre for Geomechanics.
- Kite, J.S. et al. (2004) Impacts of surface mining and “AOC” reclamation on small streams and drainage network. En: Barnhisel, R.I. Ed. *Proceedings American Society of Mining and Reclamation 21st Annual National Conference*. Lexington: American Society of Mining and Reclamation, pp. 1120-1147.
- Landforma (2022) Disponible en: <https://www.landforma.com/>
- Legwaila, I., Lange, E. y Cripps, J. (2015) Quarry reclamation in England. A Review of Techniques, *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 4, pp. 55-79.
- Loch, R.J. (2010) *Sustainable Landscape Design for Coal Mine Rehabilitation*. Australian Coal Association Research Program.
- LDI (2022) Landform Design Institute. Disponible en: <https://landformdesign.com/>
- Martín Duque, J.F. et al. (1998) A geomorphological design for the rehabilitation of an abandoned sand quarry in central Spain, *Landscape and Urban Planning*, 42(1), pp. 1-14.
- Martín Duque, J.F. et al. (2010) Restoring earth surface processes through landform design. A 13-year monitoring of a geomorphic reclamation model for quarries on slopes, *Earth Surface Processes and Landforms*, 35, pp. 532-548.
- Martín Duque, J.F. et al. (2020) Geomorphic landscape design integrated with progressive mine restoration in clay quarries of Catalonia, *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 35(6), pp. 399-420.
- Martín Duque, J.F. et al. (2021) A Somolinos quarry land stewardship history: From ancient and recent land degradation to sensitive geomorphic-ecological restoration and its monitoring, *Ecological Engineering*, 170, 106359.

Martín-Moreno, C. *et al.* (2016) Effects of topography and surface soil cover on erosion for mining reclamation. The experimental spoil heap at El Machorro mine (Central Spain), *Land Degradation & Development*, 27, pp. 145-159.

Martín-Moreno, C. *et al.* (2018) Waste dump erosional landform stability – a critical issue for mountain mining, *Earth Surface Processes and Landforms*, 43, pp. 1431-1450.

Mining Resource Consultancy (2022) Disponible en: <https://mresource.co.za/>

Mossa, J. y James, L.A. (2021) Geomorphic Perspectives on Mining Landscapes, Hazards, and Sustainability. En: Shroder, J.J.F. Ed. *Treatise on Geomorphology*, vol. 9. Elsevier, Academic Press, pp. 1-37.

Nicolau, J.M. (2003a) Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation, *Land Degradation and Development*, 14, pp. 215-226.

Nicolau, J.M. (2003b) Diseño y construcción del relieve en la restauración de ecosistemas degradados: una perspectiva ecológica. En: Rey Benayas *et al.* Eds. *Restauración de Ecosistemas en Ambientes Mediterráneos*. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá, pp. 173-188.

OSMRE (2022) Geomorphic Reclamation, Office of Surface Mining, Reclamation and Enforcement, US Department of Interior. Disponible en: <https://www.osmre.gov/programs/geographic-reclamation>

Restauración Geomorfológica (2022) Disponible en: <http://www.restauraciongeomorfologica.es> (en renovación).

Riley, S.J. (1995) Geomorphic estimates of the stability of a uranium mill tailings containment cover, Nabarlek, NT, Australia, *Land Degradation and Rehabilitation*, 6, pp. 1-16.

RIVERMorph (2022) Stream restoration software. Disponible en: <http://www.rivermorph.com/>

Rosgen, D.L. (1994) A classification of natural rivers, *Catena*, 22, pp. 169-199.

Rosgen, D.L. (1996) *Applied River Morphology*. Colorado: Wildland Hydrology, Pagosa Springs.

Sánchez Donoso, R., Bugosh, N. y Martín Duque, J.F. (2020) Use of remote-sensing tools to measure a fluvial geomorphic design-input parameter for land Reclamation, *Water*, 12, 2378.

Sawatsky, L. y Beckstead, G. (1996) Geomorphic approach for design of sustainable drainage systems for mineland reclamation, *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 10(3), pp. 127-129.

Sawatsky, L. *et al.* (2000) Towards minimising the long-term liability of reclaimed mined sites. En: Haigh, M.J. Ed. *Reclaimed Land: Erosion Control, Soils and Ecology*. Rotterdam: Balkema, pp. 21-36.

Sawatsky, L.F., Beersing, A. y Ade, F. (2008) Configuration of Mine Closure Landforms — Geomorphic Approach. En: Fourie, A.B. *et al.* Eds. *Mine Closure 2008*. Perth: Australian Centre for Geomechanics.

Sawatsky, L. y Beersing, A. (2014) Configuring mine disturbed landforms for long-term sustainability, *Proceedings of Mine Closure Solutions*, pp. 26-30. Brazil: Ouro Preto, Minas Gerais.

Schor, H.J. y Gray, D.H. (2007) *Landforming*. Hoboken: John Wiley and Sons.

Slingerland, N., Zhang, F. y Beier, N.A. (2022) Sustainable design of tailings dams using geotechnical and geomorphic analysis, *CIM Journal*, 13(1), pp. 1-15.

SMCRA (1977) *Surface Mining Control and Reclamation Act*. Estados Unidos: Public law, 95-87, Statutes at Large, 91 Stat. 445. Federal Law.

Stiller, D.M., Zimpfer, G.L. y Bishop, M. (1980) Application of geomorphic principles to surface mine reclamation in the semiarid West, *Journal of Soil and Water Conservation*, pp. 274-277.

Strahler, A.N. (1964) Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. En: Chow, V.T. Ed. *Handbook of Applied Hydrology*, pp 4.40-4.74. New York: McGraw-Hill.

Toy, T.J. y Hadley, R.F. (1987) *Geomorphology and Reclamation of Disturbed Lands*. London: Academic Press.

Toy, T.J. y Black, J.P. (2000) Topographic reconstruction: the theory and practice. En: Barnishel, R. *et al.* Eds. *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. Madison: American Society of Agronomy, pp. 41-75.

Toy, T.J. y Chuse, W.R. (2005) Topographic reconstruction: a geomorphic approach, *Ecological Engineering*, 24, pp. 29-35.

Turrión, D. *et al.* (2021) Innovative Techniques for Landscape Recovery after Clay Mining under Mediterranean Conditions, *Sustainability*, 13, 3439.

VAST (2022) Disponible en: <https://vast-la.com/>

Vories, K.C. y Caswell, A.H. (2009) *Geomorphic Reclamation and Natural Stream Design at Coal Mines*. Bristol: US Department of Interior, Office of Surface Mining, Coal Research Center, Southern Illinois University Carbondale.

Waygood, C. (2014) Adaptative landform design for closure. En: Weiersbye, I.M. Ed. *Mine Closure 2014*. Johannesburg: University of the Witwatersrand, pp. 1-12.

Williams, G.P. (1986) River meanders and channel size, *Journal of Hydrology*, 88, pp. 147-164.

Zapico, I. *et al.* (2017) Baseline to Evaluate Off-site Suspended Sediment-Related Mining Effects in the Alto Tajo Natural Park, Spain, *Land Degradation and Development*, 28, pp. 232-242.

Zapico, I. *et al.* (2018) Geomorphic Reclamation for reestablishment of landform stability at a watershed scale in mined sites: The Alto Tajo Natural Park, Spain, *Ecological Engineering*, 111, pp. 100-116.

Zapico, I. *et al.* (2020) Stabilization by geomorphic reclamation of a rotational landslide in an abandoned mine next to the Alto Tajo Natural Park, *Engineering Geology*, 264, 105321.

Zapico, I. *et al.* (2021) Drainage network evolution and reconstruction in an open pit kaolin mine at the edge of the Alto Tajo Natural Park, *Catena*, 204, 105392.

Zhang, Z.F. *et al.* (2018) Conceptual model for hydrology-based geomorphic evapotranspiration covers for reclamation of mine land, *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 7(2), pp. 61-88.



23. Bloque temático

Ecología del fuego. Incendios forestales

Alejandro Valdecantos Dema¹, José A. Alloza Millán², Juli G. Pausas³

¹ Departamento de Ecología e Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio Ramón Margalef (IMEM). Universidad de Alicante.

² Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM).

³ Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE-CSIC).

1. Marco general

El fuego es un agente natural de los ecosistemas, generando, en el caso de aquellos sanos y resilientes, renovación de los componentes y de los procesos que los caracterizan. Sin embargo, actualmente, la elevada recurrencia e intensidad de los incendios forestales representa una amenaza de degradación de nuestro medio natural. El aumento de la frecuencia de incendios o la disminución del tiempo entre incendios consecutivos en el mismo territorio es uno de los detonantes de cambios significativos, a veces irreversibles, en la composición, funcionamiento y servicios proporcionados por los ecosistemas afectados. Estas perturbaciones del régimen natural de incendios, favorecidas por eventos climáticos extremos, se están intensificando en áreas donde tradicionalmente ya había incendios (e. g. muchos ecosistemas mediterráneos), y están apareciendo en otros ecosistemas donde históricamente los incendios eran raros y por ello están menos adaptados al fuego y las sequías.

Las poblaciones humanas más próximas a las zonas incendiadas siempre han sido las más afectadas y preocupadas por la prevención y extinción de los incendios y por la posterior restauración de la zona afectada, ya que, en mayor o menor medida, sus paisajes, viviendas, infraestructuras y medios de vida se ven directamente impactados. En general, la sensibilización de la sociedad con los incendios forestales ha aumentado notablemente en los últimos años debido, en parte, al incremento del uso recreativo del monte y a la demanda y valoración de nuevos servicios ecosistémicos. No obstante, la alarma que se produce cuando un incendio forestal tiene lugar puede llevar a la toma de decisiones poco adecuadas que no se ajustan a los impactos directos que el incendio ha causado y a la capacidad que, en un primer lugar, la vegetación afectada tiene para recuperar la cubierta vegetal, y al funcionamiento del sistema en su conjunto. Los ecosistemas tienen la capacidad de recuperarse después de una perturbación como un incendio. Sin embargo, en numerosas ocasiones, la velocidad de recuperación puede ser muy lenta, especialmente en áreas de productividad limitada, tardando muchas décadas en completarse el proceso. En estas situaciones es donde es necesaria una intervención externa para disminuir el riesgo de una posterior degradación, acelerar el proceso y minimizar la pérdida de servicios ecosistémicos. No obstante, esto no quiere decir que siempre se deban realizar actuaciones sobre el terreno afectado por el fuego inmediatamente después del mismo. La planificación de las intervenciones posincendio debe considerar un marco de gestión temporal

mucho más amplio y ser suficientemente flexible para adaptar las acciones a la evolución de la zona quemada, tanto natural como debida a las actuaciones previas. Por ello, la gestión (y restauración) de las zonas incendiadas debe incluir la recuperación de los procesos ecológicos y biodiversidad nativa desde una perspectiva de paisaje, incorporando la adaptación a los agentes de cambio como el cambio climático (Meyer, Long y Safford, 2021) y la participación de los agentes sociales (Bautista *et al.*, 2017).

Este bloque trata de establecer aspectos que deben ser considerados a la hora de plantear la restauración de zonas quemadas y definir herramientas y técnicas que, eventualmente, pueden ser aplicadas a tal fin.

2. Impactos de los incendios

Los incendios ejercen impactos tanto directos como indirectos sobre los ecosistemas. La eliminación de la cubierta vegetal, las pérdidas de carbono y los cambios en la disponibilidad de nutrientes y en las propiedades físicas, químicas y biológicas de la capa más superficial del suelo representan los impactos directos e inmediatos más importantes. Dependiendo de las temperaturas que se alcancen y del tiempo de residencia de las mismas (severidad del incendio), es frecuente encontrar hidrofobicidad en suelos, especialmente de textura gruesa, reduciendo la capacidad de infiltración del agua en el suelo y aumentando la escorrentía y la erosión. La formación de costras superficiales tras las primeras lluvias, muy marcada en suelos con alto porcentaje de limos, reduce los niveles de infiltración de agua en el suelo, con una mayor producción de escorrentía y, como consecuencia, erosión. Las temperaturas elevadas y la eliminación de la materia orgánica pueden causar una esterilización temporal de los primeros centímetros del suelo (Mataix-Solera *et al.*, 2009) generando cambios en la diversidad y proporciones de tipos funcionales de los microorganismos (más autótrofos y menos simbioses). La estructura y el funcionamiento del suelo se desequilibran y pasan a ser muy diferentes a los que había antes del incendio. Después de un pico de mineralización de la materia orgánica tras el fuego, pueden concentrarse nitratos en las aguas de escorrentía con el consiguiente riesgo de contaminación del agua, o los cationes, susceptibles de perderse por lixiviación o escorrentía, pero no por volatilización. A pesar del aumento transitorio de la fertilidad, la diversidad y biomasa microbiana puede tardar después en recuperar los niveles previos al fuego.

A escala del paisaje, la cobertura de los suelos se modifica, lo que provoca cambios en la intercepción, la evapotranspiración y la infiltración de las lluvias. La estructura del paisaje tiende a homogeneizarse dentro del perímetro de incendio; el flujo de agua, de sedimentos y de nutrientes se ve alterado, con frecuentes aumentos de la escorrentía, de la producción y de la redistribución de sedimentos en las laderas. Después del incendio, durante uno o dos años, las cuencas tienen un riesgo de inundaciones y de aterramientos superior al

de las cuencas no quemadas, y estos riesgos se extienden fuera de las zonas afectadas en forma de posibles daños a infraestructuras y población.

Los rasgos funcionales de la vegetación afectada por el fuego son fundamentales para determinar el potencial de recuperación de la comunidad vegetal tras el fuego. Entre estos destacan la diferente inflamabilidad, las diferentes estrategias de respuesta al estrés hídrico y la capacidad de regeneración después del fuego. Las especies vegetales se recuperan mediante rebrotes (rebrotadoras), germinando (germinadoras obligadas) o utilizando ambos mecanismos (germinadoras facultativas). En general, los ecosistemas en los que predominan las especies rebrotadoras regeneran con más rapidez la cobertura vegetal que aquellos en los que predominan las especies germinadoras. Estos ecosistemas ofrecen, por lo tanto, una mayor y más rápida protección contra la erosión y degradación del suelo, ya que alcanzarán antes el umbral del 30 % de cobertura, que es un umbral crítico para favorecer la retención del suelo.

Es de destacar especialmente el caso de los pinares. Después de un incendio, *Pinus halepensis* y, en menor medida, *P. pinaster*, generan una lluvia de piñones a partir del banco de semillas aéreo (pinos con piñas serótinas) y, si son suficientes, los pinos se restablecerán en la zona quemada. Estos pinos serótinos necesitan generalmente entre 15 y 20 años para recuperar ese banco de semillas en sus copas. Como consecuencia de ello, la sucesión de incendios en un breve intervalo causa la disminución e incluso desaparición local de los pinares y hace que su recuperación dependa de la existencia de pinares próximos que no hayan sido afectados. Sin embargo, después de un incendio, si estos pinares serótinos son adultos y densos, se puede observar una muy elevada tasa de germinación y establecimiento posincendio y puede generar situaciones de superpoblación de pinos, llegando a alcanzar hasta 100.000 individuos por hectárea (De las Heras *et al.*, 2012), dependiendo de factores tanto climáticos como de estructura previa al incendio (Rodríguez-García *et al.*, 2022). Ambas situaciones contrastadas (desaparición local vs. superpoblación de pinos) requieren una gestión diferente para recuperar masas funcionales.

La magnitud de los impactos mencionados será diferente en función del tipo de comunidad afectada, severidad y época del año del incendio, y las condiciones meteorológicas después del mismo. Por ello, para realizar una adecuada planificación de la restauración posincendio, es fundamental la **evaluación** temprana de los impactos que proporcione las bases científicas de las necesidades de restauración (Alloza *et al.*, 2014; Vallejo y Alloza, 2015) y la definición de áreas de especial vulnerabilidad que ayuden a **priorizar** las actuaciones (Silva *et al.*, 2023).

3. La escala temporal en el proceso restaurador

La evolución de los ecosistemas quemados es dinámica, al igual que los riesgos asociados al incendio. Por lo tanto, la gestión y la restauración de

estas zonas deben ajustarse a un calendario previamente planificado y evaluado. En este proceso se pueden diferenciar varias etapas, desde la planificación y prevención hasta la restauración integral de los ecosistemas (figura I).

Inmediatamente después del incendio, la definición de estrategias de gestión debe contemplar la identificación de las situaciones de riesgo y las zonas más vulnerables afectadas por el fuego (caja I). En esta fase, el objetivo prioritario se debe centrar en prevenir procesos de degradación, especialmente los relacionados con la pérdida de suelo, irreversible a la escala humana, y la regulación hidrológica tanto en la zona quemada como por los posibles efectos aguas abajo. La evaluación del territorio afectado para identificar las zonas vulnerables es una acción prioritaria para limitar la erosión, asociada tanto a un régimen de precipitaciones intensas (en el ámbito mediterráneo, especialmente las del otoño posterior al incendio), como a la topografía pronunciada y litologías fácilmente deleznable con escasa pedregosidad superficial. En estas situaciones, el **acolchado orgánico del suelo (mulch)**, con o sin **siembra de especies nativas**, es una opción adecuada para cubrir el suelo y reducir los impactos de la lluvia tanto sobre la erosión como sobre las propiedades físicas del suelo (Vallejo, Arianoutsou y Moreira, 2012a). Es especialmente recomendado cuando la vegetación quemada estaba compuesta principalmente por especies no rebrotadoras, cuyo restablecimiento es más lento que en el caso de especies rebrotadoras y, por tanto, el tiempo en el que el riesgo erosivo es más prolongado. Una vez que se superen umbrales de cobertura del suelo protectores (e. g. 30 %), las medidas de emergencia para la estabilización del suelo y control de escorrentía carecerán de efectividad (Rojo y Vallejo, 2022). El material del acolchado puede proceder, preferentemente, del triturado de los restos de madera quemada, o exógeno, mediante la aplicación de paja o restos de poda y jardinería. En el incendio forestal de Gátova (Valencia), de 2017, gracias a la acción de voluntariado, se realizó aplicación localizada de paja de arroz en zonas con elevado riesgo de erosión (figura II). Esta acción fue muy positiva tanto desde el punto de vista de concienciación y participación social en acciones directas de restauración de montes quemados como desde la reducción del riesgo de erosión, como reflejó un muestreo realizado un año después del incendio (Alloza *et al.*, 2018). En un metaanálisis sobre tratamientos de conservación de suelos posincendio, Girona-García *et al.* (2021), observaron que los mayores efectos de la aplicación de *mulch* de paja se obtenían con dosis de aplicación por encima de 200 g/m². No obstante, existen ciertas limitaciones a esta práctica que deben considerarse, como la limitación de su aplicación a zonas accesibles y de extensión reducida, o la eventual aplicación de aglomerantes naturales para evitar la redistribución y/o pérdida del material aportado por acción del viento. Evidentemente, esta técnica, para ser efectiva, debe ser ejecutada poco tiempo tras el incendio y antes de las primeras lluvias. Otra opción de acción urgente en el caso de pinares quemados es la **gestión de la madera quemada**. Sobre suelos blandos y pendientes elevadas, el apeo de algunos troncos quemados y su disposición en curvas de nivel para reducir la erosión es una técnica habitual (Nearby, Ryan y DeBano, 2005), aunque no debe genera-

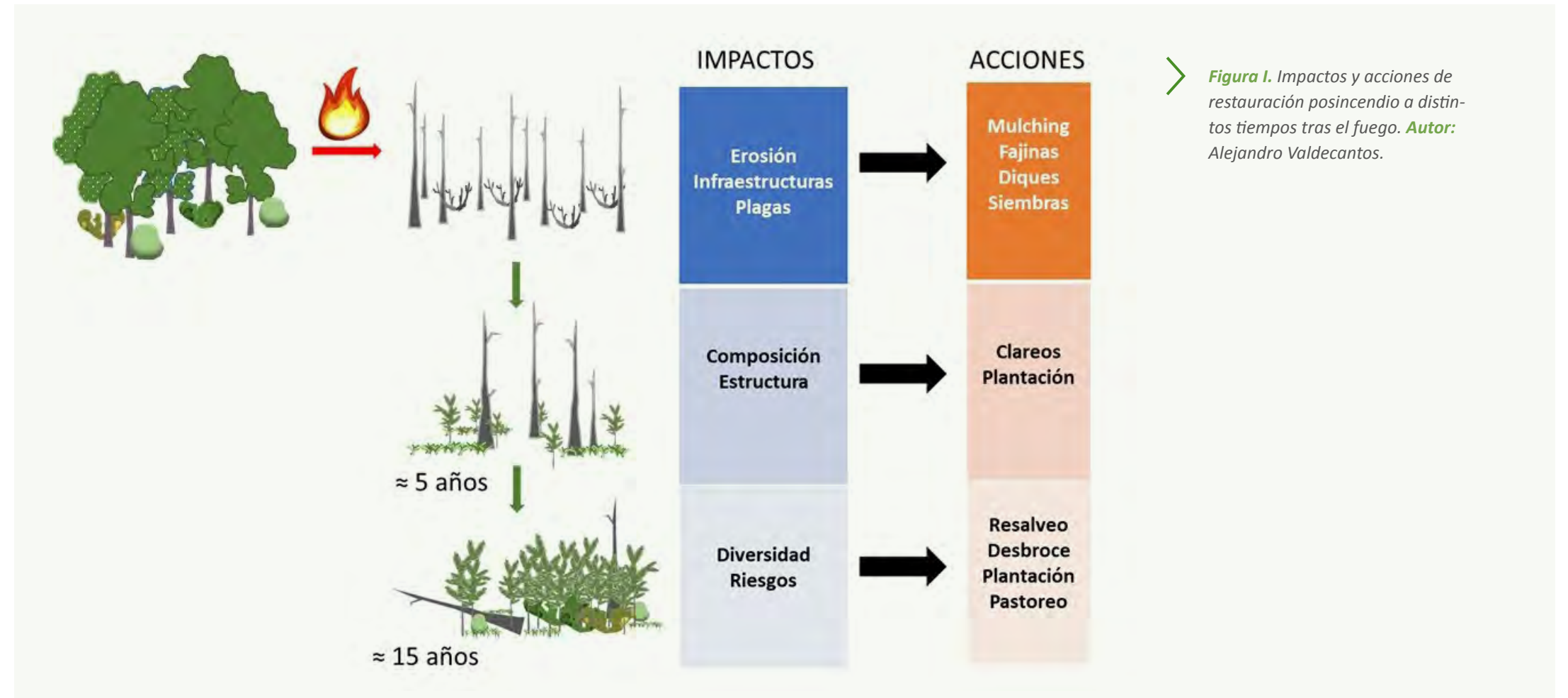


Figura I. Impactos y acciones de restauración posincendio a distintos tiempos tras el fuego. Autor: Alejandro Valdecantos.

lizarse en grandes superficies de la zona afectada por el incendio, sino limitarse a las zonas concretas donde hay riesgo real de pérdida de suelo. Además, deben ser ejecutadas con un estricto control de calidad para que estas estructuras puedan ser funcionales y evitar efectos no deseados como degradación de la superficie de suelo y acarcavamiento o impactos sobre el regenerado (Vallejo, Arianoutsou y Moreira, 2012a). La corta completa de los troncos quemados (*salvage logging*) no es una opción a considerar, ya que se ha observado que reduce la cobertura vegetal y la diversidad de aves (Leverkus y Castro, 2022), así como los servicios ecosistémicos, si bien los efectos negativos se reducen si esta práctica se retrasa unos años (Leverkus *et al.*, 2020). Los troncos quemados que permanecen en pie en el terreno tienen muchas funciones (Pausas, 2022), como retener nieblas (humedad) o actuar de percha para las aves y, por tanto, favorecer el establecimiento de ciertas especies vegetales, incluidas las de dispersión endozoócora (Vallejo *et al.*, 2012b). Diversas revisiones de tratamientos posincendio sobre la diversidad vegetal y la erosión han identificado el acolchado como la técnica más efectiva, por encima de la disposición de barreras con troncos (Girona-García *et al.*, 2021; Lucas-Borja *et al.*, 2021).

En puntos de mayor concentración de escorrentía, cárcavas y cauces temporales, es recomendable la implementación de técnicas como diques o albarradas destinadas a reducir la velocidad del agua y a retener sedimentos (Sánchez y Navarro, 2015).

A corto y medio plazo, la restauración tiene múltiples objetivos: mejora de la diversidad biológica, de la resistencia y resiliencia y el incremento de los servicios ecosistémicos en las zonas afectadas. En este marco temporal, se aconseja la gestión del regenerado teniendo en cuenta las previsiones de cambio climático y la participación ciudadana. En términos generales, se puede considerar:

- Si la presencia de especies rebrotadoras es baja, se recomienda la introducción por **plantación de especies rebrotadoras**, tanto arbóreas como arbustivas.
- Si el regenerado consiste principalmente en un matorral denso con abundantes especies que acumulan combustible (por ejemplo, *Ulex sp. pl.*), una opción es el **desbroce selectivo** del matorral, combinada o no con la plantación de rebrotadoras, con el fin de reducir la acumulación de combustible para un futuro incendio.

- En el caso de pinares quemados con alta densidad de regenerado, para reducir la acumulación de combustible y para favorecer el desarrollo de aquel, se recomiendan **clareos del regenerado** con introducción de frondosas (por ejemplo, *Quercus spp.*) (**figura III**). En cualquier caso, deben evitarse estrategias que incluyan la reforestación extensiva por encima de la regeneración natural.
- En el caso de contemplar plantaciones, se debe favorecer la **diversidad de especies y los rasgos funcionales** de las mismas, que presenten baja inflamabilidad y que sean resilientes ante futuros incendios y su eventual sinergia con otras perturbaciones. Es importante que el conjunto de especies seleccionadas incluya aquellas que puedan persistir ante perturbaciones recurrentes y en los futuros escenarios climáticos; no hacerlo puede suponer un escaso éxito de la reforestación, a la vez que un freno al establecimiento de especies adaptadas al nuevo régimen de clima y perturbaciones y, en definitiva, una pérdida de tiempo y recursos (Leverkus *et al.*, 2021). Muchas especies rebrotadoras nativas cumplen estos criterios y, por tanto, son buenas candidatas para emplearlas en estos programas. Las técnicas de plantación deberían incluir las ecotecnologías necesarias y adaptadas a las condiciones particulares del sitio (Piñeiro *et al.*, 2013; Valdecantos *et al.*, 2014).

Con relación a la participación ciudadana en la toma de decisiones, es de destacar la iniciativa que la Administración en la Comunidad Valenciana adoptó en 2015, por la que se establecen mesas de concertación después de todos los incendios forestales que superen las 500 ha «para trabajar la restauración posincendio conjuntamente con los actores del territorio afectado».

A nivel de paisaje, debe promoverse la heterogeneidad de los mismos, la creación de mosaicos y la conectividad de unidades ambientales, así como favorecer discontinuidades verticales que eviten que eventuales fuegos de superficie pasen a copas. En este sentido, la definición de diferentes unidades de territorio en función de aspectos biofísicos y de afectación por el incendio es fundamental para ajustar las acciones a la situación local. Esto favorece la creación de mosaicos y heterogeneidad del paisaje que ayudan a diversificar espacialmente el riesgo de perturbaciones futuras (Leverkus *et al.*, 2021). En cualquier caso, y salvo las acciones de urgencia para evitar pérdida de suelo y daños a infraestructuras, la escala de paisaje debe ser incluida en los planes de gestión forestal a largo plazo promoviendo su resiliencia y conectividad entre unidades (Rojo y Vallejo, 2022).

Un aspecto fundamental de las estrategias de restauración es el control de calidad y la monitorización de las acciones ejecutadas (Rojo y Vallejo, 2022). Para ello, es importante disponer de i) zonas donde se han aplicado las acciones, ii) zonas similares a las anteriores, pero donde no se ha actuado, y iii) zonas no quemadas (controles). De esta manera se puede determinar el alcance de las acciones y, eventualmente, reconducir la estrategia de manera **adaptativa** para cumplir los objetivos establecidos. Para el análisis de trayectorias es necesario repetir las **evaluaciones** en distintos tiempos siguiendo la misma metodología.



➤ **Figura II.** Distribución manual de paja de arroz en una zona de actuación con voluntariado. Gátova (Valencia), 2017. **Autor:** José Antonio Alloza.



➤ **Figura III.** Clareo de regenerado de pinar hiperdenso nueve años después del incendio de Cortes de Pallás (Valencia) de 2012. **Autor:** David Fuentes.

Pero nunca debemos olvidar que una de las opciones que puede generar mayores beneficios para la recuperación del ecosistema quemado es la **restauración pasiva** (Moreira *et al.*, 2012), especialmente en zonas donde la evaluación urgente haya previsto una buena capacidad de regeneración de la vegetación quemada. Básicamente se trata de proteger el área en cuestión de futuras perturbaciones. Esta, además de mucho más barata que cualquier actuación, suele generar mayores tasas de supervivencia y crecimiento de la vegetación (rebrotadora o presente en el banco de semillas) que las plantaciones, al poseer los rebrotes un sistema radicular ya establecido y con reservas suficientes para establecer una más rápida cubierta

aérea (Vallejo, Arianoutsou y Moreira, 2012a). En zonas donde existan animales pastoreadores (salvajes o domésticos), es recomendable restringir temporalmente su acceso a la zona en regeneración, si bien su actividad de alimentación puede llegar a ser muy beneficiosa en la gestión de zonas con alto riesgo de incendio al reducir la carga de combustible (lo que se ha llamado «herbivoría prescrita»; (Narvaez, 2007). Los troncos quemados que permanecen en la zona incendiada favorecen otro mecanismo de restauración pasiva mediada por aves frugívoras, que facilitan la dispersión, germinación y nucleación de especies de etapas avanzadas en la sucesión secundaria (Vallejo *et al.*, 2012b).

Casos prácticos recomendados

[33 INCENDIO DE CORTES DE PALLÁS 2012 \(VALENCIA\)](#)

[52 LIFE PINASSA](#)

[77 PASTOREO DIRIGIDO RAMATS DE FOC](#)

[67 O2P ALCONTAR](#)

Caja I. Herramientas para la toma de decisiones

La aplicación POSTFIRE (<https://postfire.es/>) desarrolla una herramienta estandarizada y de fácil interpretación de ayuda a la toma de decisiones en la gestión de montes quemados mediterráneos. Para ello, desarrolla un procedimiento de análisis y evaluación de los impactos ecológicos de los grandes incendios forestales, facilitando las tareas de documentación y recopilación de información, análisis cartográfico y toma de datos en la zona afectada por el incendio.

La aplicación se basa en un protocolo desarrollado por el CEAM que analiza, en una aproximación de urgencia, los principales procesos e indicadores de degradación causados por el incendio, evalúa los impactos ecológicos y localiza espacialmente los ecosistemas vulnerables. Con una base cartográfica y con información específica de la zona quemada, se proponen actuaciones urgentes para minimizar los daños y para mejorar la recuperación del ecosistema afectado por un incendio, priorizando las actuaciones de mitigación específicas para cada escenario de riesgo.

En la evaluación, la aplicación considera, por un lado, la regeneración de la vegetación en base al potencial o capacidad intrínseca de recuperación (autosucesión) después del fuego y a la velocidad de regeneración o tiempo necesario para recuperar una cobertura vegetal protectora del suelo. Ambos factores están ligados a la estrategia de regeneración de las especies afectadas, así como a la edad del estrato arbóreo germinador que determinará su madurez reproductiva. Junto a la regeneración de la vegetación, la metodología considera los riesgos ambientales de degradación:

- Pérdida de suelo por la erosión, estimado en función de la intensidad de la precipitación (calculada en base a registros históricos o periodo de retorno), el tipo de suelo y el relieve.
- Riesgo de plagas y enfermedades, cuya afección pueda verse incrementada por efecto del incendio (por ejemplo, presencia de pinos parcialmente afectados por el fuego).

La información georreferenciada utilizada en la evaluación queda registrada en una base de datos de acceso libre que permite analizar la evolución de los indicadores en futuros muestreos.

Derivada de POSTFIRE, otra herramienta para la toma de decisiones posincendio es PReP tool (*Postfire Restoration in Chaparral Landscapes*). De hecho, se trata de la adaptación de POSTFIRE a incendios en otros ecosistemas mediterráneos como es el chaparral de California. Los objetivos de la misma incluyen la evaluación de la capacidad de regeneración de la vegetación tras el fuego, la identificación de áreas de degradación en el paisaje o la identificación de prioridades de restauración (Underwood *et al.*, 2022).

El programa BAER (*Burned Area Emergency Response*) en Estados Unidos, lanzado inicialmente en 1974, se centra en la identificación de riesgos para vidas humanas y propiedades y recursos clave tanto naturales como culturales, y representa una herramienta para la toma de decisiones posincendio a escala de ladera (Robichaud *et al.*, 2019) para reducir o eliminar completamente estos riesgos. La herramienta WEPP (*Water Erosion Prediction Project*), desarrollada por la Universidad de Idaho y la Forest Service Rocky Mountain Research Station de Estados Unidos, es un modelo hidrológico que evalúa los efectos de los cambios de uso del suelo sobre la erosión y la escorrentía, y posee una interfaz específica sobre predicción de erosión posincendio (WEPP-PEP), así como una herramienta de estimación de riesgo y transporte de cenizas en incendios forestales (*WATAR-Wildfire Ash Transport And Risk*).

Bibliografía

- Alloza, J.A. *et al.* (2014) *Guía técnica para la gestión de montes quemados*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Alloza, J.A. *et al.* (2018) Acciones con voluntariado en la restauración de zonas quemadas: Proyecto piloto de aplicación de paja de arroz en el incendio de Gátova (Valencia) de 2017. En: *III Congreso Forestal de la Comunitat Valenciana*. Calpe, 15-16 de noviembre de 2018.
- Bautista, S. *et al.* (2017) Integrating knowledge exchange and the assessment of dryland management alternatives – A learning-centered participatory approach, *Journal of Environmental Management*, 195, pp. 35-45
- De las Heras, J. *et al.* (2012) Post-fire management of serotinous pine forests. En: Moreira, F. *et al.* Eds. *Post-fire management and restoration of southern European forests*. Dordrecht, Netherlands: Springer.
- Girona-García, A. *et al.* (2021) Effectiveness of post-fire soil erosion mitigation treatments: A systematic review and meta-analysis, *Earth-Science Reviews* 217, 103611.
- Leverkus, A.B., y Castro, J. (2022) Restoration of Mediterranean Forest Ecosystems After Major Disturbances: The Lanjarón Post-fire Experiment Over 15 Years of Succession. En: Zamora, R. y Oliva, M. Eds. *The Landscape of the Sierra Nevada: A Unique Laboratory of Global Processes in Spain*. Cham: Springer.
- Leverkus, A.B. *et al.* (2020) Salvage logging effects on regulating ecosystem services and fuel loads, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(7), pp. 391-400.
- Lucas-Borja, M.E. *et al.* (2022) Limited contribution of post-fire eco-engineering techniques to support post-fire plant diversity, *Science of The Total Environment*, 815, 152894.
- Mataix-Solera, J. *et al.* (2009) Forest fire effects on soil microbiology. En: Cerdà, A. y Robichaud, P. Eds. *Fire effects on soils and restoration strategies*. Boca Raton, FL, USA: CRC press.
- Meyer, M.D., Long, J.W., y Safford, H.D. (2021) *Postfire restoration framework for national forests in California*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-270. Albany, CA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 204 pp., 270.
- Moreira, F. *et al.* (2012) Setting the Scene for Post-Fire Management. En: Moreira, F. *et al.* Eds. *Post-fire management and restoration of southern European forests*. Dordrecht, Netherlands: Springer.
- Narvaez, N. (2007) *Prescribed herbivory to reduce fuel load in California chaparral*. University of California, Davis.
- Neary, D.G., Ryan, K.C., y DeBano, L.F. (2005) *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 pp., 42.
- Pausas, J.G. (2022) Beneficios de no cortar los árboles después de un incendio, *The Conversation*, 5 de septiembre de 2022.
- Pineiro, J. *et al.* (2013) Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: a meta-analysis of field experiments, *Ecological Engineering*, 61, pp. 133-144.
- Robichaud, P.R. *et al.* (2019) Beyond the horizon: WEPPcloud-PEP, Postfire Erosion Prediction Tool, *AGU Fall Meeting Abstracts*, vol. 2019, pp. H31H-05.
- Rodríguez-García, E. *et al.* (2022) Predicting natural hyperdense regeneration after wildfires in *Pinus halepensis* (Mill.) forests using prefire site factors, forest structure and fire severity, *Forest Ecology and Management*, 512, 120164.
- Rojo, L., y Vallejo, V.R. (2022). La restauración de ecosistemas forestales post-incendio. En: *Los incendios en la Red Natura 2000: situación, prevención y propuestas para una gestión integral*. Madrid: MITECO.
- Sánchez, E.G., y Navarro, T. (2015) Manual para la realización de albarradas y fajinas para el control de la erosión en zonas forestales afectadas por el incendio de Hellín (Albacete) de 2012, *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 41, pp. 89-102.
- Silva, E. *et al.* (2023) Prioritizing areas for ecological restoration: a participatory approach based on cost-effectiveness, *Journal of Applied Ecology*.
- Underwood, E.C. *et al.* (2022) Identifying priorities for post-fire restoration in California chaparral shrublands, *Restoration Ecology*, 30(3), e13513.
- USDA FS (2021) *Colorado Post-Fire Recovery Playbook*. 12 pp.
- Valdecantos, A. *et al.* (2014) Effectiveness of low-cost planting techniques for improving water availability to *Olea europaea* seedlings in degraded drylands, *Restoration Ecology*, 22(3), pp. 327-335.
- Vallejo, V.R., y Alloza, J.A. (2015) Postfire ecosystem restoration. En: Shroder, J.F. y Paton, D. Eds. *Wildfire hazards, risks and disasters*. Elsevier.
- Vallejo, V.R., Arianoutsou, M. y Moreira, F. (2012a) Fire ecology and post-fire restoration approaches in Southern European forest types. En: Moreira, F. *et al.* Eds. *Post-fire management and restoration of southern European forests*. Dordrecht, Netherlands: Springer
- Vallejo, V.R. *et al.* (2012b) Restoration of Mediterranean-type woodlands and shrublands. En: van Andel, J. y Aronson, J. Eds. *Restoration ecology: The new frontier*. Hoboken: Wiley.



24. Bloque temático

Infraestructuras lineales de transporte

Ignacio Mola Caballero de Rodas^{1,2}

¹ Consultor independiente.

² Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Universidad Complutense de Madrid.

1. Definición y ámbito

Las primeras ciudades surgieron, crecieron y se consolidaron en la intersección de las rutas naturales de transporte (Ramsay, 1890). Aquellos enclaves geográficos que actuaban de nodos comerciales gracias a situarse estratégicamente en pasos previos de montaña, vados de ríos y zonas navegables, costas abrigadas, etc., y en particular si se produce la confluencia de varios de ellos, eran zonas más susceptibles de albergar ciudades al concentrar el tráfico de bienes y servicios (Barjamovic *et al.*, 2019). Se han optimizado de tal forma las redes de transporte que actualmente contribuyen de forma determinante para que el hombre se constituya como el principal agente geomorfológico del planeta, cuya acción supera a la suma del resto de agentes naturales (Hooke, 1994; Hooke *et al.*, 2012). Las ciudades se erigen como nuevas cuencas sedimentarias (Sánchez de la Torre, 1981) y el aporte de materiales se produce nuevamente por las infraestructuras de transporte. Son tan estratégicas que desde antiguo están reguladas por derechos de paso, servidumbre y expropiación forzosa (*Rights of Way, sensu Gardiner et al.*, 2018), es decir, posibilitar y optimizar su trazado prima sobre la propiedad del territorio mediante la declaración de utilidad pública o interés social.

La vinculación entre origen y destino justifica la linealidad de la infraestructura, y el tipo de instalaciones fijas que necesita para la circulación segura lo determina su tipología. Existen tres grandes grupos de infraestructuras lineales de transporte atendiendo a lo que se desplaza por ellas. Pueden ser personas y/o mercancías, como en el caso de carreteras y ferrocarriles; agua, en el caso de canales, trasvases, etc.; y energía, como sería el caso de gasoductos, si transportan gas combustible, oleoductos, si es petróleo u otros derivados líquidos, o líneas eléctricas, si lo que transportan es este tipo de energía. Cada uno de estos tipos de infraestructuras necesita de unos requerimientos tanto de instalaciones fijas como de mantenimiento para poderlas operar adecuadamente.

La linealidad de todas ellas interfiere de una u otra forma en los espacios que atraviesan y, en particular, afectando a los flujos entre ambos lados de la infraestructura, ya sean de agua, sedimentos, organismos, diásporas, etc. Por otro lado, para su instalación y operación se precisa construir distintos elementos a lo largo del trazado, lo que supone una fragmentación de los hábitats por los que discurre, que según el tipo de infraestructura y su permeabilidad afecta al territorio en mayor o menor medida. Por este motivo cabe mencionar la necesidad de una lectura combinada de este capítulo con el dedicado a desfragmentación que, precisamente, se centra en estos efectos



y de forma más específica en el caso de infraestructuras lineales de transporte terrestre (carreteras y ferrocarriles).

Las longitudes que se mueven en torno a todas estas infraestructuras son verdaderamente exorbitantes y no resulta fácil hacerse una idea de su omnipresencia en el territorio. Por este motivo, se ha representado no las longitudes totales de cada tipo de infraestructura en nuestro territorio nacional, sino la media de cada una de ellas por kilómetro cuadrado (**figura I**). El resultado es verdaderamente sorprendente, más de 2.500 m de infraestructuras lineales por kilómetro cuadrado, de los cuales el 78 % corresponde a líneas eléctricas, el 12 % a carreteras y un 7 % a gasoductos. Cabe destacar que los canales, como infraestructuras hidráulicas, están muy subestimados en este conjunto de datos, ya que sólo se incluyen aquellos que son propiedad de la Administración general del Estado, es decir, los de mayor tamaño. No se han incluido los canales y acequias, cuya información está muy dispersa y requeriría un estudio particular.

2. Construcción y operación: efectos y restricciones

Cada tipo de infraestructura lineal lleva asociado un conjunto de instalaciones fijas que garantizan su operación. Una vez instalada la infraestructura, en función

de su naturaleza, existen una serie de restricciones relacionadas con el uso del terreno por el que discurre y condicionantes relacionados con la vegetación que se desarrolla en su entorno, generalmente relativa al crecimiento de especies de porte elevado. A continuación se va a realizar un somero repaso a los elementos y restricciones de las infraestructuras lineales más frecuentes en nuestro territorio. No se pretende hacer un estudio exhaustivo, sino plantear sus características principales con especial detenimiento en sus efectos medioambientales.

2.1. Gasoductos

Transportan gas combustible y suelen transcurrir enterrados, por lo que el mayor impacto ambiental se produce durante su construcción, ya que habrá que desbrozar el terreno y realizar los movimientos de tierra necesarios para tender la tubería bajo tierra (**figura II**). Una vez instalada, sólo la señalética y la presencia de tubos que actúan de respiraderos avisan de su presencia. En la zona de servidumbre permanente no se pueden plantar árboles ni vegetación de porte elevado (**figura III**). Es habitual que los gasoductos discurren en paralelo a otras infraestructuras preexistentes. De esta manera, se evitan nuevos trazados en el paisaje, aunque supone un engrosamiento del pasillo de infraestructuras, al sumarse ambas servidumbres (**figura III**).

Se trata de un tipo de infraestructura que sigue creciendo en extensión, aunque a menor ritmo que en décadas pasadas. En particular, se incrementan las infraestructuras de distribución, que son aquellas que dan acceso a los clientes finales.

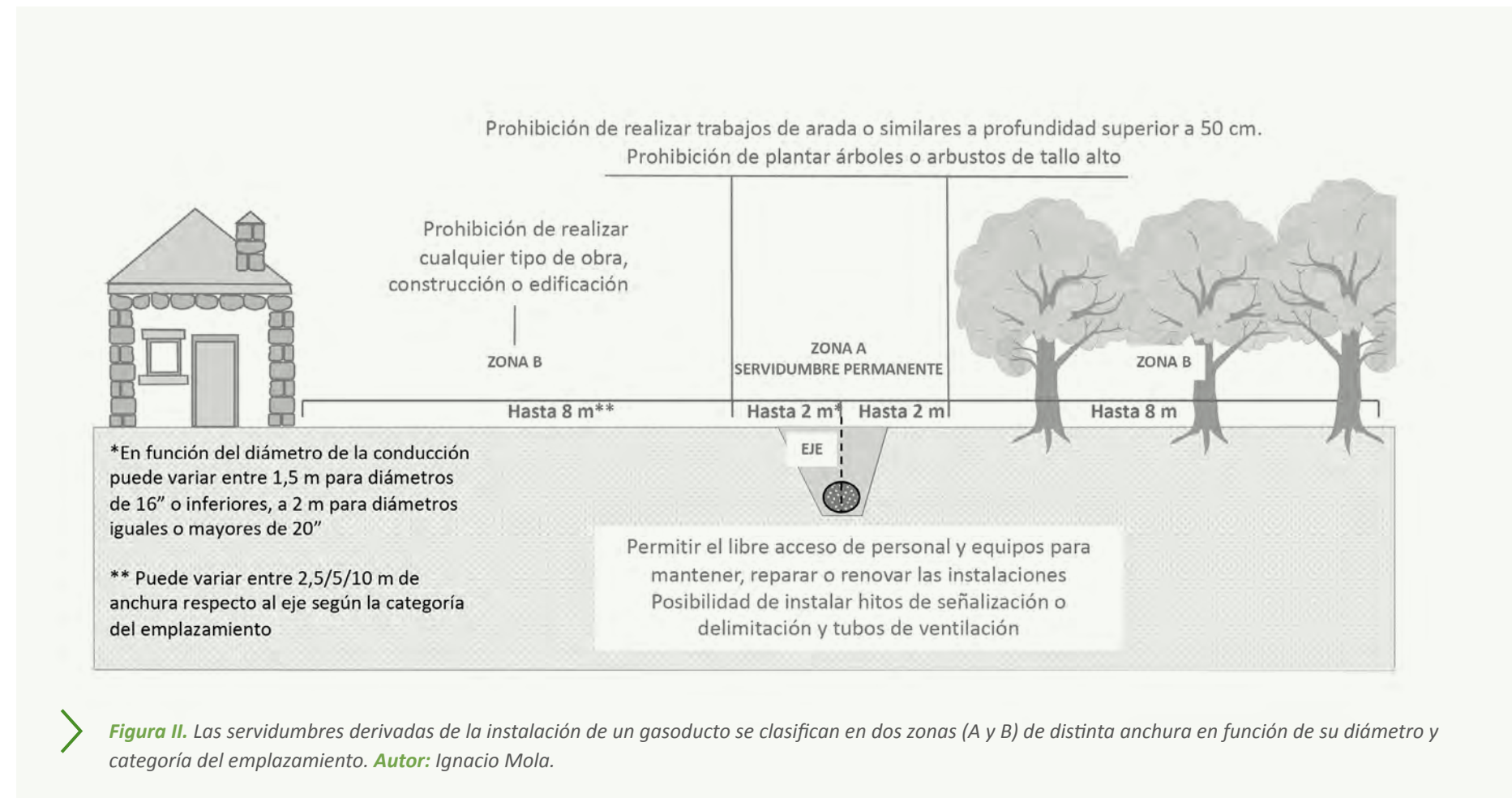
2.2. Líneas eléctricas

Se trata de infraestructuras para transmisión de energía eléctrica. Desde los puntos de generación se eleva la tensión para minimizar las pérdidas durante el transporte a larga distancia. A medida que se acercan a los puntos de consumo, se transforma en líneas de distribución de menor voltaje. Este tipo de infraestructuras eléctricas es el predominante en nuestro territorio. La expansión y proliferación de plantas fotovoltaicas y campos de aerogeneradores está suponiendo un nuevo incremento de infraestructuras de alta tensión en forma de líneas de evacuación desde estos puntos de producción. También los procesos de edificación y construcción en general favorecen el desarrollo de nuevas líneas de distribución. Del millón de kilómetros estimados para el total nacional, un 4,4 % corresponde a líneas de transporte de media y alta tensión y el resto a distribución (FutuRed, 2018).

La instalación de este tipo de infraestructuras implica tender entre los puntos de origen y destino cables conductores de electricidad. Un bajo porcentaje son cables submarinos o enterrados —un 4,5 % de la red de transporte (REE, 2022)—; en general discurren en superficie con soportes en altura (torretas eléctricas) que mantienen a cierta distancia los cables conductores y permiten un transporte seguro. El voltaje de la línea marcará los parámetros y distancias de seguridad. Los puntos en los que se asientan los apoyos de la línea son expropiados y el subvuelo de los cables conductores marcará la zona de servidumbre, que incluye el balanceo de los conductores en condiciones de viento intenso para garantizar la seguridad de la instalación. Estas bandas de terreno se denominan calles eléctricas (figura IV).

En lo relativo al proceso constructivo, se trata del tipo de infraestructura con menor impacto ambiental respecto a su entorno inmediato, ya que supone la instalación de las torres eléctricas y el extendido entre ellas de los cables conductores. Posteriormente, para garantizar la seguridad del transporte y prevenir incendios forestales, existe una reglamentación asociada a los incendios forestales que marcará cómo y bajo qué parámetros se debe realizar el mantenimiento de la vegetación en la calle eléctrica. En general, el mantenimiento en lo que afecta al entorno de la infraestructura y sus ecosistemas está relacionado con el mantenimiento de la vegetación. Esto dependerá en gran medida de la situación de entorno en la que se encuentra el tendido. En zonas agrícolas o de vegetación abierta, estas labores serán prácticamente nulas, mientras que en zonas boscosas el mantenimiento puede ser frecuente e intenso, con todo tipo de situaciones intermedias (figura V).

Una vez instalada la infraestructura, esta genera un obstáculo aéreo que interacciona negativamente con la avifauna, tanto por colisión como por electrocución. Según



el informe sobre aves derivadas a centros de recuperación de fauna, ambas causas suponen casi el 50 % de ingresos con causa conocida (SEO/Birdlife, 2023).

2.3. Carreteras y ferrocarriles

Se trata de las infraestructuras más duras en cuanto a sus efectos ambientales, tanto durante el proceso constructivo como también en la fase de operación. La necesidad de imponer un plano continuo horizontal o con baja pendiente sobre el terreno implica un enorme movimiento de tierras, cuya magnitud será dependiente del relieve del entorno (más relieve implica mayor movimiento de tierras; véase la figura VI). Entre ambos tipos de infraestructuras superan en nuestro país los 180.000 km. Un cálculo conservador estima el movimiento de tierras durante la construcción de una carretera en 10 m³ por metro lineal de infraestructura (Hooke, 1994). Si asumimos una densidad de 2 Mg/m³ para la construcción de carreteras y ferrocarriles en España, no se han movido menos de 3.600 millones de toneladas de tierra para construir la red española. Volviendo a la referencia por kilómetro

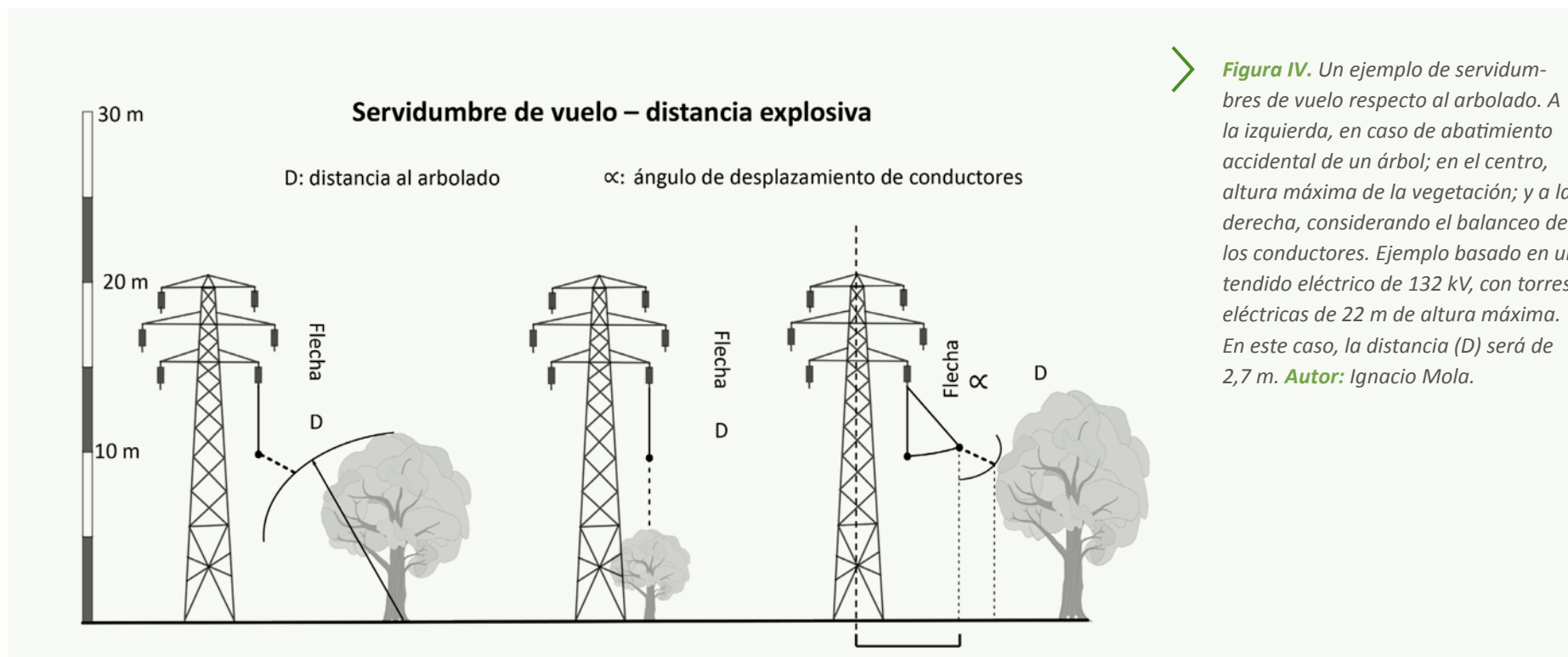
cuadrado medio de territorio nacional, se habría excavado, removido y depositado una media de 3.557 m³ en cada uno de ellos. Los nuevos perfiles originados durante la construcción de la infraestructura, y que no están directamente ocupados por esta, son susceptibles de labores de revegetación con dos motivos principales: evitar procesos erosivos en estas superficies desnudas y favorecer su integración paisajística.

La red de carreteras ya no crece en términos absolutos, aunque sí sigue evolucionando al perder tramos de carretera convencional en favor de otros de alta capacidad (autovías, autopistas, carreteras multicarril; MITMA, 2021). Por el contrario, la red ferroviaria española crece, aunque de forma lenta (un 0,2 % en el periodo 2018-2019; CNMC, 2021) y lo hace mediante la incorporación a la red de nuevos tramos de alta velocidad.

La carretera o ferrocarril ya construido supone una barrera continua en el territorio, de anchura no menor y de gran artificialidad al haber modificado las



➤ **Figura III.** A la izquierda se aprecia cómo, a su paso por este encinar, la instalación del gasoducto ha eliminado el arbolado de la traza, en este caso encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota*). La señalética advierte de su presencia. Unos años después de su instalación la vegetación ha colonizado el trazado con un pastizal terofítico y arbustos dispersos de cantueso (*Lavandula stoechas* subsp. *pedunculata*) y retama (*Retama sphaerocarpa*), aunque en la zona de servidumbre permanente no se permitirá que se desarrollen encinas u otro arbolado que con su sistema radicular pueda comprometer la infraestructura. Sevilla la Nueva (Madrid). A la derecha un caso muy frecuente en el que el gasoducto discurre en paralelo a otra infraestructura previa, en este caso una autovía. De esta manera se evitan nuevas afecciones, pero por otro lado se amplifica el ancho de banda al sumarse ambas infraestructuras. Autovía A-42 a su paso por Villaverde (Madrid). **Autor:** Ignacio Mola



➤ **Figura IV.** Un ejemplo de servidumbres de vuelo respecto al arbolado. A la izquierda, en caso de abatimiento accidental de un árbol; en el centro, altura máxima de la vegetación; y a la derecha, considerando el balanceo de los conductores. Ejemplo basado en un tendido eléctrico de 132 kV, con torres eléctricas de 22 m de altura máxima. En este caso, la distancia (D) será de 2,7 m. **Autor:** Ignacio Mola.

formas del relieve circundantes (**figura VII**). La modificación de la topografía supone la alteración de las condiciones geomorfológicas e hidrológicas del entorno, con repercusiones para la propia infraestructura (Martín Duque *et al.*, 2011) y, por supuesto, para el entorno. La operación de la carretera o ferrocarril implica una serie de servidumbres para que esta sea segura y eficiente. Esto supone, en el caso de las carreteras, la siega periódica de la vegetación adyacente a la vía, para atenuar el riesgo de incendio y para evitar que la vegetación pueda ocultar la señalización vertical. En el caso de ferrocarriles y carreteras de alta capacidad, para prevenir siniestrabilidad se realizan vallados periféricos con el fin de evitar que personas y animales medianos y grandes puedan acceder a la vía con el riesgo de atropello y siniestrabilidad que supone.

2.4. Canales

Distintos elementos pueden componer la infraestructura completa de transporte de agua: acueductos, estaciones de bombeo, tramos en tubería, tramos abiertos en superficie (canales propiamente dichos), etc. Como se ha indicado, no se ha estimado su longitud total debido a la dispersión de datos, aunque sólo la Administración general del Estado dispone de más de 3.000 km de grandes canales de transporte. Considerando exclusivamente los canales, las obras necesarias para su construcción son notables, ya que suponen generalmente la



➤ **Figura V.** A la izquierda una línea eléctrica que discurre por una matriz agrícola con escasos puntos de vegetación natural de pequeño porte. Entorno de Yebra (Guadalajara). A la derecha, una línea eléctrica en una zona de bosque, en este caso de pinos piñoneros (*Pinus pinea*). La calle eléctrica se mantiene sin árboles para evitar cortes de suministro o riesgo de incendio. Pelayos de la Presa (Madrid). **Autor:** Ignacio Mola.

instalación de una estructura continua de hormigón revestido, ya sea construido *in situ* o mediante el ensamblaje de piezas prefabricadas. De esta manera se evitan pérdidas y se asegura el transporte eficiente. Esta técnica constructiva supone que las orillas son de materiales artificiales, lisos, que dificultan o imposibilitan la salida de animales que entran accidentalmente, ya sea atraídos por la propia agua para beber o con la intención de cruzar la infraestructura para acceder a la otra orilla. Algunas infraestructuras especialmente notables están valladas en sus tramos en canal, como el trasvase Tajo-Segura, que impide el acceso de personas y animales, aunque mantiene y exacerba el efecto fragmentador.

3. ¿Por qué y qué significa restaurar estos espacios?

Una restauración ecológica en sentido estricto no se puede desarrollar sobre una infraestructura lineal, ya que permanece sobre el terreno y con las restricciones que impone su operación de forma segura, pero sí se puede emplear su metodología y enfoque para trabajar en estos entornos. Si se parte de los condicionantes que impone la infraestructura, la pregunta sería cómo se puede gestionar la interacción con el entorno de la forma más eficiente. Atenuar los efectos negativos sobre la biodiversidad y maximizar los servicios ambientales que pueden ofrecer estos espacios debe ser la prioridad (Philips *et al.*, 2019). No

debemos dejar de señalar que estas infraestructuras mantienen una importante cantidad de territorio en el marco de lo público. Por otro lado, se abre la ventana de oportunidad de innovar y reducir los costes de mantenimiento y explotación de las infraestructuras, en lo que a la gestión de los elementos y procesos ambientales se refiere (vegetación, erosión y sedimentación, etc.). Ya en 2011, el profesor Balaguer señalaba siete motivos por los que se deben restaurar estos espacios, en particular carreteras y ferrocarriles, aunque extensible a todas las infraestructuras lineales. Los resumimos a continuación (Balaguer *et al.*, 2011):

- **Por su extensión.** En el primer apartado se ha tenido oportunidad de visualizar la extensión y magnitud de algunas variables asociadas. No se pueden considerar baldíos unas extensiones tan sobresalientes.
- **Por su geometría.** La linealidad produce un efecto borde, entendido como la permeabilidad de los impactos causados por la infraestructura, que afecta a los diferentes organismos con distinta intensidad.
- **Por su singularidad.** Se instalan comunidades vegetales muy ricas en especies, propias de espacios abiertos y que soportan las labores de mantenimiento (siegas, desbroces, etc.). Hay que gestionarlas adecuadamente para favorecer su riqueza de especies y evitar que se conviertan en corredores de especies alóctonas invasoras.
- **Por su interacción con el entorno.** Por el efecto fragmentador de los ecosistemas por los que discurre la infraestructura.

- **Por su potencial para promover valores naturales, culturales y educativos.** Millones de viajeros se desplazan por estas infraestructuras o conviven con ellas en mayor o menor medida.
- **Por imperativo legal o exigencia normativa.** La construcción de infraestructuras lineales está recogida en gran medida en los anexos I o II de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre de 2013, de Evaluación de Impacto Ambiental, lo que supone que están sujetas a pronunciamientos por parte de la autoridad ambiental competente. Además, la operación de las infraestructuras también se ve regulada por diferente normativa.
- **Por una nueva visión.** Los nuevos marcos ambientales cada vez más exigentes imponen a los diferentes sectores implicados ser más innovadores y ambiciosos en materia ambiental.

Una singularidad de trabajar con este tipo de instalaciones radica en que se puede aplicar la faceta preventiva de la restauración ecológica si se incorpora la metodología en la fase de diseño y, en menor medida, durante la de construcción. Efectivamente, un diagnóstico ecológico previo a la instalación de la infraestructura puede ser de enorme utilidad para evitar o mitigar determinados efectos negativos ambientales. Además, el coste asociado a estas actuaciones es menor y su eficacia mayor si se implementa en fases tempranas (Mola *et al.*, 2018).

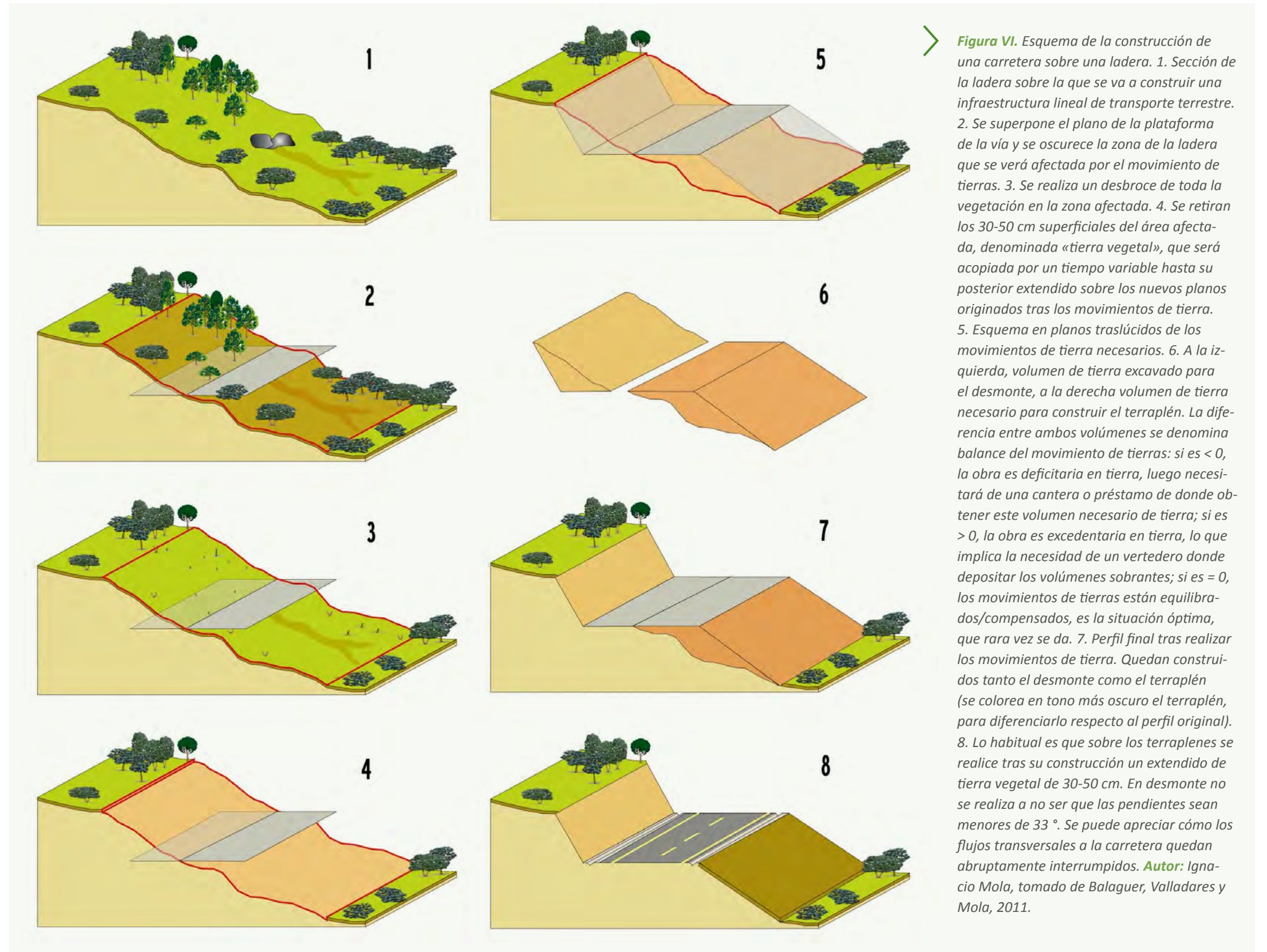
4. Restaurar estos espacios: un doble reto

Reducir los costes de mantenimiento y operación de las infraestructuras en lo que a efectos ambientales se refiere y mitigar los efectos negativos para el entorno serían los retos a los que se debe enfrentar el profesional de la restauración. Me atrevo a añadir que el incremento de la conectividad a escala de paisaje puede ser una oportunidad y un reto como restauradores ecológicos de estos ambientes.

De forma muy resumida, la génesis, construcción y puesta en funcionamiento de las infraestructuras lineales empezaría por realizar un estudio sobre la necesidad de la infraestructura. Una vez valorada positivamente, se desarrolla un estudio de alternativas que, mediante la interacción con las autoridades ambientales competentes, permitirá detectar la alternativa que minimiza los efectos ambientales de la infraestructura sobre el territorio a escala de paisaje y los costes de ejecución. Este proceso se desarrolla generalmente dentro del proceso de evaluación de impacto ambiental. Una vez seleccionada la alternativa más adecuada, la infraestructura pasa al desarrollo y diseño de un proyecto con el grado de detalle que permita su construcción.

4.1. Movimiento de tierras y revegetación

La implantación de las infraestructuras lineales supone la instalación de estructuras a lo largo de su recorrido que implican en mayor o menor medida movimientos de tierra de distinta intensidad. Por ejemplo, uno de los casos más complejos sería el de los ferrocarriles y las carreteras, donde diferentes especialistas definen las nuevas formas y relieves a ejecutar para optimizar los costes y garantizar su estabilidad y seguridad. En este ámbito, el término inestabilidad geotécnica hace referencia a desprendimientos relativamente repentinos que mueven gran cantidad de material (movimientos gravitacionales, movimientos en ladera, movimientos en masa, etc.). Por otro lado, se gestionan los procesos hidrológicos superficiales externos a la infraestructura, evitándolos en los puntos donde se concentran mediante puentes, viaductos u otras obras y estructuras que permiten el flujo de agua transversal. La escorrentía de ladera más difusa se gestiona mediante cunetas, bajantes y colectores, tanto la que se produce del entorno hacia la infraestructura como la que se genera en las nuevas formas originadas durante la construcción (desmontes, terraplenes, motas, etc.), ya sea hacia la propia infraestructura o hacia el entorno. Generalmente las nuevas formas generadas son planos rectos, lo que implica que, al carecer de red de drenaje interna, se producirá un intenso trabajo erosivo durante los primeros años hasta que una nueva red restablezca el equilibrio dinámico entre los procesos de erosión, transporte y sedimentación y las condiciones ambientales existentes (Martín Duque *et al.*, 2011). Estos procesos erosivos pueden ocasionar importantes desperfectos en la infraestructura, con gastos de mantenimiento no menores (soterramientos de cunetas, colectores, etc.), que pueden afectar a la operación de la infraestructura en caso de que se colapse el sistema de



➤ **Figura VI.** Esquema de la construcción de una carretera sobre una ladera. 1. Sección de la ladera sobre la que se va a construir una infraestructura lineal de transporte terrestre. 2. Se superpone el plano de la plataforma de la vía y se oscurece la zona de la ladera que se verá afectada por el movimiento de tierras. 3. Se realiza un desbroce de toda la vegetación en la zona afectada. 4. Se retiran los 30-50 cm superficiales del área afectada, denominada «tierra vegetal», que será acopiada por un tiempo variable hasta su posterior extendido sobre los nuevos planos originados tras los movimientos de tierra. 5. Esquema en planos traslúcidos de los movimientos de tierra necesarios. 6. A la izquierda, volumen de tierra excavado para el desmonte, a la derecha volumen de tierra necesario para construir el terraplén. La diferencia entre ambos volúmenes se denomina balance del movimiento de tierras: si es < 0 , la obra es deficitaria en tierra, luego necesitará de una cantera o préstamo de donde obtener este volumen necesario de tierra; si es > 0 , la obra es excedentaria en tierra, lo que implica la necesidad de un vertedero donde depositar los volúmenes sobrantes; si es $= 0$, los movimientos de tierras están equilibrados/compensados, es la situación óptima, que rara vez se da. 7. Perfil final tras realizar los movimientos de tierra. Quedan construidos tanto el desmonte como el terraplén (se colorea en tono más oscuro el terraplén, para diferenciarlo respecto al perfil original). 8. Lo habitual es que sobre los terraplenes se realice tras su construcción un extendido de tierra vegetal de 30-50 cm. En desmonte no se realiza a no ser que las pendientes sean menores de 33° . Se puede apreciar cómo los flujos transversales a la carretera quedan abruptamente interrumpidos. **Autor:** Ignacio Mola, tomado de Balaguer, Valladares y Mola, 2011.



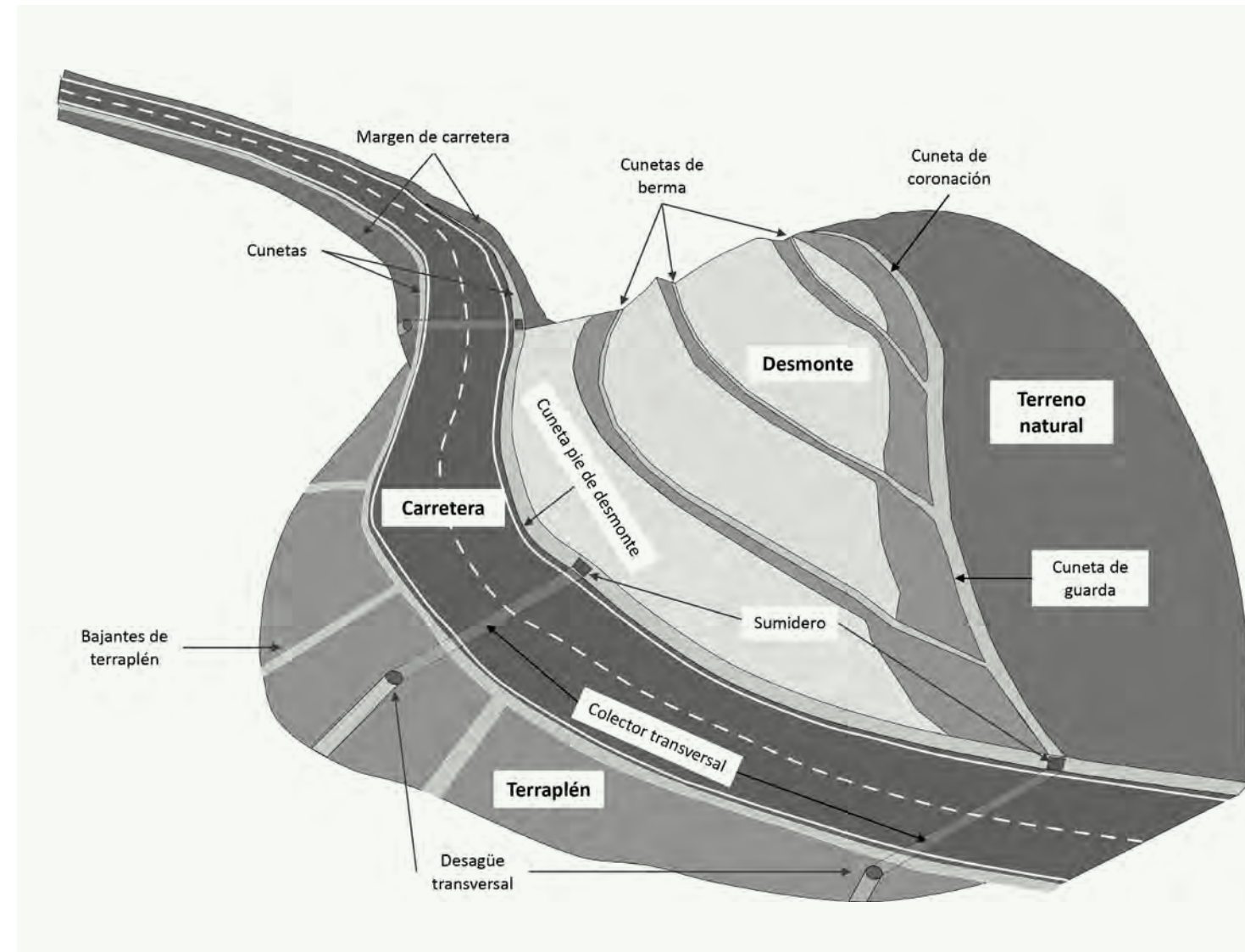
> **Figura VII.** A la izquierda una carretera comarcal en pleno corazón de la sierra de Gredos (Hoyos del Espino, Ávila), construida a principios del siglo XX. Se puede apreciar cómo se adapta al relieve mediante un trazado sinuoso. A la derecha una autovía del siglo XXI, donde la plataforma de la infraestructura se impone sobre esta sucesión de laderas (A-7, Almería). **Autor:** Ignacio Mola.



> **Figura VIII.** A la izquierda, canal para regadío en León; se puede apreciar la accesibilidad a la infraestructura. **Autor:** Ecologistas en Acción, <https://www.ecologistasenaccion.org/143472/recogen-firmas-contra-la-mortandad-de-fauna-en-canales-de-riego/>. A la derecha, un tramo del trasvase Tajo-Segura donde se puede apreciar el vallado perimetral. **Autor:** MAPA, https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/caminos-naturales/caminos-naturales/detalle_punto_interes.aspx?tcm=tcm:30-548141&id_caminos=061001&topologia=Hidrograf%C3%ADa&origen=Destacados

drenaje. Un evento de precipitación intensa puede producir embalsamiento de agua y el consiguiente corte de tráfico o disminución de la capacidad de la infraestructura (corte de carril, disminución de velocidad, etc.). El único dato disponible a este respecto en una autopista corresponde a los gastos asociados a procesos geomorfológicos (desprendimientos y erosión-sedimentación) en la autopista AP-36 Ocaña-La Roda, donde se produjeron una media de 3.000 €/año por km durante los primeros años tras su construcción, cuando los procesos erosivos, como se ha comentado, son más intensos. La variabilidad entre tramos fue muy notable (Alfaya Arias, 2012). La solución a estos problemas de erosión por parte de los proyectistas es la implantación de una cobertura vegetal. El problema es el del huevo y la gallina: si la erosión es elevada, no se puede establecer una comunidad vegetal suficientemente densa y, si no hay suficiente vegetación, los procesos erosivos se disparan. Las nuevas superficies generadas están constituidas por materiales litológicos locales. En el caso de los desmontes, la superficie se corresponde con materiales que permanecían a más o menos profundidad hasta su excavación. Se trata, por lo tanto, de una superficie poco apta para el reclutamiento de plantas, tanto por estar compactada por encontrarse a profundidad y por el propio proceso de excavación con maquinaria pesada como por no disponer de los nutrientes ni materia orgánica necesarios. La tasa de erosión de desmontes sobre arcasas en una autopista situada en el centro de la península ibérica con pendientes de 34 °, medidas entre los años cuarto y quinto tras su construcción, arrojaba valores de $19,59 \pm 2,95$ Mg/ha por año (Barbero Doalfio, 2012). Si se emplea el razonamiento de que la pérdida de suelo no puede superar la de formación para que no exista una pérdida neta y, por lo tanto, un deterioro en su capacidad para ofrecer servicios ecosistémicos, resulta que las tasas de formación de suelo que se identifican para las condiciones prevalente en Europa son de 1,4-0,3 Mg/ha por año (Verheijen *et al.*, 2009), un orden de magnitud por debajo de las tasas de erosión registradas en estos escenarios. Lo más relevante es que los desmontes que soportan estas insostenibles tasas de erosión alcanzaban coberturas vegetales superiores al 50 %. Luego parece que la solución de implantar una cobertura vegetal puede ser insuficiente para detener la erosión de estos planos, al menos durante los primeros años hasta que se genera la mencionada situación de equilibrio dinámico geomorfológico.

En terraplenes la cosa cambia. Por su naturaleza constructiva, se trata de materiales acopiados a modo de gran acúmulo sedimentario compactado. Las pendientes son en general más tendidas con ángulos máximos de 25 ° y se realizan extendidos de tierra vegetal (suelos presentes en la zona antes de los movimientos de tierra que son retirados y acopiados hasta su colocación final). Esta capa de 25-50 cm generalmente aporta suelo descompactado y valores de nutrientes y materia orgánica, generalmente bajos, pero muy superiores a los existentes en desmontes; en definitiva, un espacio mucho más favorable para el reclutamiento de plantas. La erosión medida en terraplenes sobre granitos, con pendientes de en torno a 25 ° en Cataluña, medida en su primer año tras la construcción arroja valores dispares, de $24,15 \pm 1,48$ Mg/ha por año en un escenario con cobertura vegetal del 19 % y



➤ **Figura IX.** Esquema de los elementos habituales que componen una carretera (muy similares en el caso de ferrocarriles). Habría que añadir el vallado perimetral en el caso de líneas de ferrocarril y autopistas/autovías. Cabe destacar cómo la infraestructura se impone sobre la geomorfología local, moviendo tierras, creando nuevas formas y canalizando flujos (tráfico, escorrentía) e impidiendo o poniendo en peligro otros (paso de fauna entre ambos lados).
 Autor: Ignacio Mola.

$0,35 \pm 0,35$ Mg/ha por año en otro con coberturas vegetales del 49 % (Andrés y Jorba, 2000), en estos escenarios de pendientes más suaves y suelos con mayor capacidad de infiltración, sí pudiera la vegetación jugar un papel más relevante en el control de la erosión (Bochet, 2004).

Para implantar una cobertura vegetal se recurre habitualmente a la ejecución de hidrosiembras, que además de semillas aportan agua, nutrientes, *mulch* y adherentes para que las semillas se queden pegadas a la superficie de los planos inclinados. Las semillas germinan, pero el problema es la dificultad para llevar una transición desde plántula a ejemplares reproductores (Magro *et al.*, 2014). Como se ha visto, las condiciones son muy hostiles en cuanto a falta de nutrientes, compactación y tasas elevadas de erosión. Se ha estudiado la dinámica de semillas en dos autopistas del centro peninsular en entornos agrícolas y periurbanos, y

en este caso se ha puesto de manifiesto que el factor limitante para el desarrollo de la cobertura vegetal no era la disponibilidad de semillas, sino los nutrientes y materia orgánica disponible en el suelo. La llegada de semillas de forma natural proporcionaba una lluvia de semillas que alcanzó densidades medias de en torno a las 29.000 semillas/m² por año, mientras que la hidrosiembra realizó una aportación puntual de 4.000 semillas/m². En definitiva, el aporte natural supuso un orden de magnitud superior al realizado por la hidrosiembra (Mola *et al.*, 2011). Un problema adicional de la aplicación de hidrosiembras en el entorno de las infraestructuras es que no sólo no están sujetas al uso de material biológico de regiones de procedencia adecuadas, sino que no está prohibido el uso de semillas no nativas. Identificar la procedencia del material biológico que se va a emplear en una restauración es siempre un aspecto crítico que conviene abordar en fases tempranas para poder solventarlo, buscando siempre recursos genéticos

de proximidad. De otra manera, aunque se use la misma especie, la producción industrial de semillas buscará genotipos que produzcan muchas semillas, incluso los creará, para que sean muy productivas. La introducción de estas semillas «mejoradas» puede perjudicar las variedades locales y la dinámica natural de estas comunidades pioneras. Parece que ya la Unión Europea está manos a la obra para regular este proceso.

4.2. Gestión de la vegetación

El elemento del paisaje que puede cambiar a mayor velocidad es precisamente la cubierta vegetal. Otros elementos cambian a escalas temporales mucho más largas. Por este motivo, la operación y mantenimiento de infraestructuras lineales tienen restricciones en lo que al desarrollo de la vegetación se refiere. Aquí uno de los casos más llamativos sería el mantenimiento de las calles eléctricas en entornos forestales. Se debe proceder a la tala y desbroce periódicos para asegurar el buen funcionamiento de la línea. Estas perturbaciones regulares pueden hacer que la situación se agrave y cronifique. Por ejemplo, en las zonas templadas y atlánticas del NW peninsular, la entrada en las calles de especies invasoras y/o pirófilas supone un enorme problema con costes asociados no menores. En particular la proliferación de eucaliptos (*Eucalyptus sp.*), acacias (*Acacia melanoxylon*) y tojos (*Ulex sp.*) puede suponer una combinación de difícil gestión. La propia construcción de la infraestructura implica someter al entorno a una serie de perturbaciones más o menos intensas y periódicas que pueden aprovechar las especies alóctonas invasoras para prosperar e incrementar su área de distribución. El caso de los plumeros (*Cortaderia selloana*) en la A-8 en la cornisa cantábrica no escapa a cualquier ciudadano que la transite. En el mundo anglosajón se desarrollan planes para la gestión integrada de la vegetación (*Integrated Vegetation Management* [IVM]) en infraestructuras lineales, de manera que se establezcan objetivos locales concretos, y se desarrolla toda una batería de técnicas buscando un equilibrio entre los costes económicos y ambientales que minimicen el riesgo para el uso de la infraestructura y su entorno. Se trata de un proceso basado en la gestión adaptativa, como la propia restauración ecológica. Es un modelo de gestión que reduce la incertidumbre y aprende en cada nuevo caso de la experiencia anterior (Nowak y Ballard, 2005). Dado que los costes económicos son millonarios y los efectos ambientales son notables, quizá sería un modelo para importar a nuestro país.

4.3. Restauración a nivel de paisaje

Hasta ahora se han abordado problemas y objetivos ambientales centrados en la construcción y operación de la infraestructura a escala local, que tienen efectos económicos y ambientales importantes y sobre los que se deben centrar los esfuerzos de I+D+i para hacer más eficientes estos procesos; pero no he comentado nada relativo al objetivo general de restauración de estas infraestructuras. Hasta hace muy poco, este objetivo se basaba en la inspiración del proyectista. Se podía revegetar intentando adelantar etapas sucesionales y conducir supues-

tamente la comunidad vegetal hacia comunidades leñosas, incluso arbóreas, basadas en enfoques fitosociológicos de dinámica secundaria determinista (series de vegetación). En otras ocasiones primaban los enfoques paisajísticos y estéticos. Efectivamente, no había una herramienta de planificación territorial ambiental que diera coherencia a los criterios empleados para establecer los objetivos de restauración. Afortunadamente, desde la aprobación en 2021 de la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas (ENIVCRE), que a la fecha de publicación de este manual se está trasponiendo a las comunidades autónomas, hay un marco conceptual que dota de objetivos coherentes a la planificación ambiental territorial más allá de los espacios naturales protegidos, es decir, para la totalidad del territorio. Valorar el papel que puede jugar la infraestructura dentro de esta estrategia debe ser ahora la prioridad del encargado de desarrollar la restauración de estos espacios bajo la pregunta de qué papel pueden jugar estos terrenos hacia su entorno y qué servicios nos pueden prestar.

Como se ha venido comentando, las infraestructuras lineales no conocen de ecosistemas concretos; surcan el territorio entre su punto de origen y el de destino. El responsable de la restauración, en primer lugar, debe considerar las diferentes situaciones de entorno a las que se enfrenta la infraestructura y las restricciones que supondrá su operación. Puede resultar útil la lectura combinada de este apartado y los correspondientes a grupos de ecosistemas que pudieran constituir el entorno de la infraestructura, de manera que se puedan identificar características y procesos que resulten de aplicación. Por ejemplo, si tenemos en el entorno de la infraestructura zonas agrícolas con comunidades vegetales pioneras como pastizales terofíticos ruderales y arvenses, es muy posible que no sea necesario realizar un aporte extra de semillas, porque la dinámica local de colonización de especies nativas es un proceso que está activo y es muy eficiente (García-Palacios *et al.*, 2010). Efectivamente, entender bien las situaciones de entorno y sus procesos, y alinearlos con la restauración de la infraestructura, siempre resultará más barato y exitoso. Por el contrario, imponer una solución alejada de la situación de las teselas ecosistémicas vecinas resulta caro y de resultados inciertos, aunque bien es verdad que la situación del entorno puede ser indeseable para la infraestructura por las restricciones de la misma, como sería el caso de una línea eléctrica a su paso por un bosque.

Hay que intentar adelantarse a los efectos ambientales negativos tanto en la fase de construcción como en la de operación de la infraestructura para planificarlos adecuadamente en etapas tempranas. Estos serán muy diferentes en función del tipo de paisaje que atraviesa y sus usos. Por otro lado, hay que estar preparado para aprovechar ventanas de oportunidad que siempre surgen al estudiar cada proyecto concreto. Ya existen publicaciones científicas que analizan los servicios ecosistémicos de infraestructuras —en concreto carreteras— en base a estos criterios de entorno (Philips *et al.*, 2019). En la estrategia nacional de polinizadores existe una ficha para promover hábitats favorables para los polinizadores en áreas urbanas y entorno de infraestructuras, que entronca

claramente con la gestión de la vegetación de estos espacios (MITECO, 2020). Que estos lugares se puedan convertir en espacios favorables para los polinizadores o, al menos, que sean zonas por las que se puedan desplazar entre fragmentos de hábitat favorable y mitigar así la fragmentación y aislamiento de poblaciones, puede resultar una oportunidad de ofrecer este servicio desde la infraestructura hacia el entorno. En hábitats vinculados a sustratos singulares, como los yesos, por ejemplo, los márgenes de carretera pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad local, albergando poblaciones de especies de flora singulares, ya sean amenazadas, protegidas o endémicas de área restringida, sobre todo cuando la infraestructura atraviesa zonas agrícolas intensivas y el hábitat disponible para estas especies es muy escaso y está muy fragmentado (Arenas *et al.*, 2017). Al igual que en infraestructuras en las que, por el crecimiento de las ciudades, se ha urbanizado su entorno y ahora sus zonas expropiadas y/o de servidumbre pueden refugiar un buen contingente de biodiversidad local que de otra manera hubiera desaparecido. Ante la creciente forestalización y matorralización de los ecosistemas por el abandono rural, los entornos de infraestructuras pueden constituir refugios para las especies herbáceas y polinizadores propios de espacios abiertos (Daniel-Ferreira *et al.*, 2020), aunque está todavía por verificar la viabilidad a largo plazo de estas comunidades en estos ambientes (Gardiner *et al.*, 2018). La Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea establece entre sus metas la necesidad de renaturalizar los ambientes agrarios para evitar la pérdida de biodiversidad y la propia política agraria común (PAC) establece ayudas para dejar campos sin cultivar con este objetivo. El rendimiento de una hectárea de cereal oscila entre 500-1.500 €/ha por año, mientras que el coste de mantener una calle eléctrica despejada y realizar siembras de especies que favorecen a los polinizadores es muy inferior. Esta oportunidad de coste/beneficio la analizan Hill y Bartomeus (2016) en un interesante artículo científico desarrollado en Suecia.

Como se ha venido ilustrando, las infraestructuras lineales son omnipresentes e imprescindibles para nuestra calidad de vida y para desarrollar nuestras actividades cotidianas, tales como tener acceso a luz y agua, disponer de accesos y vías de comunicación, etc. Las inversiones para compatibilizarlas con el entorno no son menores. Sólo en el caso de carreteras, Aizpurúa (2010) estima que el coste de las medidas correctoras en autovías es del orden de 136.000 €/km y desciende a 23.000 €/km en el caso de carreteras convencionales. Conseguir que estas inversiones sean eficientes está en nuestras manos. Aquí me gustaría hacer un llamamiento a que las medidas de restauración no sólo no están agotadas, sino que están por implantar en la mayoría de los casos. No existen pliegos de prescripciones técnicas para contratar la restauración de infraestructuras lineales en los que se consideren los criterios ecológicos. No se ha construido en el mundo ninguna carretera que implemente los criterios ambientales de forma integral y donde, de forma multidisciplinar, se acuerden las soluciones más eficientes en términos de coste/beneficio, con datos objetivos sobre los costes de construcción, operación y deconstrucción para poder tomar decisiones informadas sobre las mejores soluciones.

Bibliografía

- Alfaya, V. 2012. *Colonización de taludes artificiales por medio de la vegetación natural*. Madrid. Tesis Doctoral. Universidad Complutense.
- Andrés, P. y Jorba, M. 2000. Mitigation Strategies in some motorways embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology*, 8(3), pp. 268-275.
- Arenas, J., Escudero, A., Mola, I. y Casado, M.Á. 2017. Roadsides: an opportunity for biodiversity. *Applied Vegetation Science*, Volumen 20, pp. 527-537.
- Balaguer, L., Valladares, F. y Mola, I. 2011. Restauración ecológica de infraestructuras de transporte: definiciones problemas y desafíos. En: Valladares, F., Balaguer, L., Mola, I., Escudero, A. y Alfaya, V. (Eds.). *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. Madrid: Fundación Biodiversidad, pp. 15-43. Disponible en la URL: <https://www.aeet.org/mm/file/Valladares%20et%20al%202011.pdf> (último acceso: noviembre de 2023)
- Barbero Doalfio, F. 2012. *Estudio de los procesos erosivos en taludes de infraestructuras lineales en la cuenca sedimentaria de Madrid. Implicaciones en la restauración ecológica*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Barjamovic, G., Haney, T., Cosar, K. y Hortaçsu, A. 2019. Trade, merchants and the lost cities of the Bronze Age. *The Quarterly Journal of Economics*, 134(3), pp. 1455-1503.
- Bochet, E. y García-Fayos, P. 2004. Factors Controlling Vegetation Establishment and Water Erosion on Motorway Slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology*, 12(2), pp. 166-174.
- CNMC (Comisión Nacional de Mercados y Competencia). 2021. *Informe anual del sector ferroviario 2019*. Ed. CNMV. Madrid.
- Daniel-Ferreira, J., Bommarco, R., Wissman, J. y Öckinger, E. 2020. Linear infrastructure habitats increase landscape scale diversity of plants but not of flower visiting insects. *Nature Scientific Report*, 10(21374).
- FutuRed. 2018. *Plataforma Tecnológica Española de Redes Eléctricas: Ocho cifras clave de las redes eléctricas de España*. Disponible en la URL: <https://www.futured.es/las-redes-electricas-espana/> (Último acceso: marzo 2023).
- García-Palacios, P., Soliveres, S., Maestre, F.T., Escudero, A., Castillo-Monroy, A.P. y Valladares, F. 2010. Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecological Engineering*, Volumen 36, pp. 1290-1298.
- Gardiner, M., Riley, C., Bommarco, R. y Öckinger, E., 2018. Rights of way: a potential conservatio resource. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(3), pp. 34-40.
- Hill, B. y Bartomeus, I. 2016. The potential of electricity transmission corridors in forested areas as bumblebee habitat. *Royal Society Open Science*. 3(160525).
- Hooke, R.L.B. 1994. On the efficacy of humans as geomorphic agents. *GSAToday*, 4(9), pp. 217-225.
- Hooke, R.L.B., Martín Duque, J. y Pedraza, J. 2012. Land transformation by humans: A review. *GSAToday*, 22(12), pp. 4-10.
- Hooke, R.L.B. y Martín-Duque, J. 2022. Impact of the Great Acceleration on Our Life-Support Systems. En: Shroder, J.J.F.(Ed). *Treatise on Geomorphology*, vol. 9. Elsevier, Academic Press, pp. 167-186.
- Magro, S. Jiménez, M.D., Casado, M.Á., Mola, I., Arenas, J.M., Martín Duque, J.F., Vázquez, A. y Balaguer, L. 2014. Community ontogeny at the roadside: Critical life-cycle events throughout a sequential process of primary colonization. *Applied Vegetation Science*, 17(3), pp. 493-503.
- Martín Duque, J., de Alba Alonso, S. y Barbero Doalfio, F., 2011. Consideraciones geomorfológicas e hidrológicas. En: Valladares, F., Balaguer, L., Mola, I., Escudero, A. y Alfaya, V. (Eds.). *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. Madrid: Fundación Biodiversidad, pp. 43-72. Disponible en la URL: <https://www.aeet.org/mm/file/Valladares%20et%20al%202011.pdf> (último acceso: noviembre de 2023)
- MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico). 2020. *Estrategia nacional para la conservación de polinizadores*, Madrid: MITECO.
- MITMA (Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana). 2021. *Catálogo oficial de la red de carreteras del Estado*, Madrid. MITMA.
- Mola, I., Jiménez, M.D., López-Jiménez, N., Casado, M.Á., y Balaguer, L. 2011. Roadside Reclamation Outside the Revegetation Season: Management Options under Schedule Pressure. *Restoration Ecology*, 11(1), pp. 83-92.
- Mola, I., Sopeña, A. y de Torre, R. 2018. Guía práctica de restauración ecológica. Madrid. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Nowak, C. y Ballard, B. 2005. framework for applying integrated vegetation management on rights-of-way. *Journal of Arboriculture*, 31(1), pp. 28-37.
- Philips, B., Bullock, J., Osborne, J. y Gaston, K. 2019. Ecosystem service provision by road verges. *Journal of Applied Ecology*, 57(3), pp. 1-14.
- Ramsay, W. 1890. *The Historical Geography of Asia Minor*. London. John Murray.
- REE (Red Eléctrica de España). 2022. *El sistema eléctrico español. Sistema eléctrico 2021*. Madrid. Red Eléctrica.
- Sánchez de la Torre, L. 1981. *Geología Ambiental*. Santiago de Compostela, III Congreso Iberoamericano de Medio Ambiente.
- SEO/Birdlife. 2023. *Informe sobre las causas de mortalidad no natural de avifauna en España*, Madrid. Proyecto LIFE Guardianes de la Naturaleza.
- Verheijen, F. G. A., Jones, R. J. A., Rickson, R. J. y Smith, C. J. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews*, 91(1-4), pp. 23-33.



25. Bloque temático

Desfragmentación y permeabilización del territorio causada por infraestructuras de transporte (carreteras y ferrocarril)

> Autor: Minuartia.

Carme Rosell Pagès¹, Manuel Oñorbe Esparraguera² y Francisco José García González³

¹ Minuartia.

² Secretaría General de Biodiversidad Terrestre y Marina. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

³ TRAGSATEC.

1. Restablecer la conectividad ecológica, clave para frenar la crisis de la biodiversidad

Según el último informe de la Plataforma Intergubernamental sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES, 2019), la mayor parte de los indicadores de los ecosistemas y la diversidad biológica muestran un rápido deterioro debido a factores humanos. Se estima que un millón de especies se encuentran en peligro de extinción en el momento actual. En España, el Informe sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (MITECO, 2021) apunta que el estado de conservación de los hábitats y especies en nuestro país tampoco es adecuado: tan sólo un 8,9 % de las evaluaciones de los tipos de hábitat de interés comunitario mostraron un estado de conservación favorable. Además, en el caso de la flora y la fauna, el 31 % de las especies de vertebrados y el 17 % de las especies de flora vascular analizadas se encuentran en alguna categoría de amenaza de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (OSE, 2011).

El último informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC-Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022) ofrece muy poco margen para lograr revertir las consecuencias del cambio climático y apunta a la reducción de la fragmentación, a la restauración y a la mejora de la conectividad como acciones prioritarias de adaptación para la biodiversidad. En este contexto, es clave identificar aquellos elementos y componentes territoriales que cumplan funciones ecológicas relevantes, reconocerlos antes de que pierdan sus funcionalidades y preservar la integridad y resiliencia de los procesos ecosistémicos.

En este contexto, la Unión Europea aprobó el Reglamento (UE) 2024/1991 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de junio de 2024, sobre la restauración de la naturaleza. De aplicación directa para los 27 Estados Miembros, ambiciona la recuperación continua, a largo plazo y sostenida de la naturaleza en sus áreas terrestres y marinas.

La Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas (en adelante, ENVICRE) (MITECO, 2021a) es el documento de planificación estratégica que regula la implantación y el desarrollo de la infraestructura verde en España, estableciendo un marco administrativo y técnico armonizado para el conjunto del territorio español. Siguiendo las directrices europeas (Comisión Europea, 2013), tiene una visión integradora y la ambición de implicar a los múltiples actores que intervienen en el territorio. Su finalidad

es facilitar los esfuerzos de conservación del territorio haciendo más visibles los servicios ecosistémicos y su vínculo con el bienestar humano (Europarc, 2021).

La ENVICRE plantea como objetivo principal restaurar ecosistemas dañados y consolidar la infraestructura verde en España en el año 2050, aportando un marco normativo de referencia para sumar todas las actuaciones en materia de infraestructura verde y de desfragmentación. Entre sus objetivos destaca el de «Reducir los efectos de la fragmentación y de la pérdida de conectividad ecológica ocasionados por cambios en los usos del suelo o por la presencia de infraestructuras». Dicho objetivo incluye distintas líneas de actuación destinadas a mejorar la conectividad a diferentes escalas, asegurando la coherencia e integración de los espacios protegidos, las especies y los hábitats de interés y la permeabilidad de la matriz territorial, incluidas las infraestructuras de transporte.

El Plan Estratégico Estatal del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad a 2030 (PEPNB) impulsado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, identifica entre las causas de pérdida de hábitat y biodiversidad para España: los cambios de uso del suelo y la ocupación directa por infraestructuras, lo que genera la pérdida directa de hábitats, fragmentación de los mismos, dificultad para la conectividad ecológica, así como la degradación del entorno de las infraestructuras por diversos procesos (expansión de especies exóticas invasoras, contaminación acústica, lumínica o atmosférica).

Por ello, establece entre sus líneas estratégicas de actuación, la adopción, en 2024, de una Estrategia de permeabilización y desfragmentación de infraestructuras de transporte que permita avanzar en la mejora de la conectividad territorial y en una mejor integración de la biodiversidad en el desarrollo de Infraestructuras de Transporte en España. Asimismo, prescribe que deberá avanzarse en la identificación de los tramos de vías de transporte y otras infraestructuras en las que se registran mayores conflictos con la conservación de especies y hábitats, así como aquellas áreas que presenten las mejores oportunidades para mantener o restaurar la conectividad ecológica.

2. La Estrategia de Desfragmentación de Hábitats Afectados por Infraestructuras Lineales de Transporte

Aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el 24 de julio de 2024, la “[Estrategia de Desfragmentación de Hábitats Afectados por Infraestructuras Lineales de Transporte](#)” es el resultado de un esfuerzo conjunto y colaborativo entre las distintas administraciones y agentes involucrados en la gestión de infraestructuras de transporte y biodiversidad en España.

La estrategia se asienta sobre la extensa experiencia del Grupo de Trabajo sobre Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte, que ha desarrollado diversos documentos técnicos con soluciones consensuadas para

la desfragmentación del territorio. Durante su proceso de elaboración, se llevó a cabo un amplio proceso participativo que involucró a expertos técnicos de las administraciones competentes en carreteras, ferrocarriles y medio ambiente, así como aportaciones de diferentes actores interesados.

Articulada en torno a ocho ejes estratégicos, que se desglosan en un total de treinta y siete acciones específicas, la estrategia proporciona un marco y unas directrices esenciales para mitigar los impactos negativos de las infraestructuras de transporte en la conectividad ecológica y la biodiversidad. Su objetivo es fomentar la implementación de mecanismos de planificación que permitan canalizar el conocimiento existente y las soluciones técnicas disponibles para reducir estos impactos y para integrar la biodiversidad en el desarrollo de dichas infraestructuras.

En particular, se centra en identificar tramos de carretera que ofrezcan oportunidades óptimas para la desfragmentación, con un enfoque especial en la restauración de la conectividad ecológica, abordando barreras como las infraestructuras lineales que desempeñan un papel crucial en la conservación de la naturaleza al facilitar la permeabilidad del territorio.

La estrategia no solo sirve como base para unificar la cooperación de todos los actores involucrados en la gestión de rutas de transporte y biodiversidad, sino que también refuerza el compromiso de España con la conservación y restauración de su patrimonio natural, alineándose con los objetivos nacionales e internacionales en materia de biodiversidad y desarrollo sostenible

3. Efectos de la fragmentación de hábitats por infraestructuras de transporte

La fragmentación de hábitats se ha definido como el proceso mediante el cual una gran extensión de un determinado hábitat se divide en un número de téselas de menor tamaño separadas entre sí por otros tipos de cubiertas (Forman, 1995). El proceso comprende la pérdida de hábitat, la reducción del tamaño de las teselas y el aumento del aislamiento entre las mismas que, en su conjunto, supone una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad (e.g., Fahrig, 2003; Collinge, 2009).

Las infraestructuras lineales de transporte, y en particular las carreteras y ferrocarriles, son uno de los principales elementos de fragmentación de hábitats; sus efectos se acumulan a otras causas como la expansión de zonas urbanizadas o la agricultura intensiva. Se trata de una red en continuo crecimiento que integra, según datos de EUROSTAT y la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), unos seis millones de kilómetros en Europa (siete millones si se incluye la Federación de Rusia), de los cuales unos ciento noventa mil se sitúan en España. Dicha red se verá transformada no sólo por las eventuales mejoras o ampliaciones de vías, sino también por los cambios asociados a los retos

que supone la transición energética y el desarrollo emergente del transporte conectado y automatizado. Estos procesos pueden generar nuevos impactos, pero suponen también oportunidades para la aplicación de medidas que contribuyan a reducir sus impactos y, en general, a favorecer la biodiversidad (véanse los documentos desarrollados en el [proyecto Horizon 2020 BISON](#): Biodiversity and Infrastructure Synergies and Opportunities for European Transport Network).

Entre los efectos de la fragmentación por vías de transporte que podrían reducirse en el marco de los procesos de restauración ecológica, destacan los siguientes (Rosell *et al.*, 2023; Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino [MARM], 2010):

- Pérdida de hábitat.
- Disminución del tamaño de las teselas de hábitat.
- Efecto barrera.
- Mortalidad de fauna.
- Efectos de borde y de margen, que generan perturbaciones en los ecosistemas adyacentes.

Todos ellos pueden prevenirse o mitigarse en distintas fases del ciclo de vida de las infraestructuras. Si bien el momento clave para la prevención de los impactos sobre la biodiversidad se halla en las fases de planificación y proyecto de nuevas vías, queda un amplio margen de maniobra para reducir los efectos de las vías en funcionamiento. Bien en el marco del mantenimiento de vías en operación, bien mediante proyectos de mejora y modernización de las mismas, es posible actuar no sólo para reducir los efectos negativos sobre la biodiversidad, sino también para contribuir a la restauración ecológica.

4. Desfragmentación: definición y aspectos básicos para su aplicación en el marco de la restauración ecológica

El término desfragmentación se define como el:

«Conjunto de acciones destinadas a recuperar o aumentar la conectividad ecológica en territorios afectados por infraestructuras de transporte. Comprende también las acciones destinadas a mitigar cualquiera de los efectos que causa la fragmentación de hábitats y entre ellos la mortalidad de fauna o las perturbaciones que afectan a los hábitats adyacentes a las vías» (Glosario del manual [Biodiversity and Infrastructure](#) [Rosell *et al.*, 2023]).

El concepto se utiliza en el ámbito de la ecología y el transporte (*road ecology*) (Forman *et al.*, 2003) desde hace más de dos décadas (Loehle, 1999; Bekker *et al.*, 2000), y en los últimos años ha cobrado mayor importancia, particularmente en países del centro de Europa que cuentan con programas de desfragmentación, como Alemania o los Países Bajos, donde incluso se ha elaborado una evaluación de sus resultados (Sijtsma *et al.*, 2020).

La desfragmentación es esencial para la conservación y la recuperación de ecosistemas y especies silvestres, al incidir en un aspecto fundamental: favorecer la conectividad entre hábitats y poblaciones. Este efecto cobra una importancia estratégica en el escenario de cambio climático actual, en el que muchas especies están reajustando sus áreas de distribución buscando hábitats y condiciones adecuadas para sobrevivir.

Mejorar la permeabilidad de la matriz territorial, y en particular de las vías de transporte, para garantizar la preservación de flujos biológicos debe ser un objetivo estratégico de la restauración ecológica. Por ello, cualquier proyecto de restauración que incluya en su ámbito algún tipo de carretera o ferrocarril debería incluir una evaluación del efecto de estas infraestructuras en la fragmentación de hábitats, incorporando medidas para mejorar su permeabilidad y para reducir otros impactos negativos para la biodiversidad (mortalidad de fauna, contaminación lumínica, sonora, etc.).

Obviar este aspecto conlleva efectos paradójicos como los que se han apreciado cuando se conservan o restauran importantes conectores ecológicos que, «a vista de pájaro», ofrecen una conexión clara entre espacios naturales protegidos o núcleos de población de especies amenazadas pero que en realidad se encuentran bloqueados en su intersección con vías de transporte que actúan como barreras que obstaculizan los flujos biológicos. Ello también afecta al diseño de la infraestructura verde en espacios periurbanos, por ejemplo, donde los esfuerzos para desarrollar «anillos o corredores verdes» se ven comprometidos cuando estos conectores cruzan vías de transporte para las cuales no se han previsto las necesarias actuaciones de permeabilización.

Dónde actuar y qué acciones de desfragmentación priorizar son preguntas fundamentales que deben plantearse en el marco de los proyectos de restauración, mejora o ampliación de vías. Esta es una cuestión estratégica para alcanzar un óptimo balance coste/beneficio en las medidas a aplicar. Existen múltiples herramientas que facilitan una evaluación de la matriz territorial, y en particular de la distribución de espacios naturales, hábitats y especies que puedan requerir mayor atención, sea por su particular grado de amenaza o por su mayor vulnerabilidad frente al efecto barrera u otros efectos asociados a las infraestructuras de transporte. El documento n.º 6 de la serie del GTFHT, Identificación de áreas a desfragmentar para reducir los impactos de las infraestructuras lineales de transporte en la biodiversidad (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente [MAGRAMA], 2013a), identifica las áreas críticas a desfragmentar a escala nacional. Este trabajo se ha actualizado en el marco la Estrategia. Además, diversas comunidades autónomas han elaborado planes de conectividad que identifican áreas críticas en las que las vías de transporte afectan a conectores ecológicos, así como proyectos de detalle para llevar a cabo actuaciones de desfragmentación.

5. Medidas aplicables para la desfragmentación

Considerando los efectos de la fragmentación de hábitats causados por vías de transporte, se pueden identificar cuatro tipos de medidas de desfragmentación

en función de sus objetivos:

- Permeabilizar vías.
- Reducir riesgos de mortalidad de fauna.
- Reducir perturbaciones en ecosistemas adyacentes.
- Favorecer la biodiversidad en hábitats asociados a las infraestructuras.

Cabría añadir, asimismo, la posibilidad de dismantelar y restaurar las vías (o tramos) en desuso.

Una descripción y ejemplos de la aplicación de medidas de desfragmentación puede consultarse en el documento n.º 5 de la serie del GTFHT, [Desfragmentación de hábitats. Orientaciones para reducir los efectos de las carreteras y ferrocarriles en funcionamiento](#) (MAGRAMA, 2013b).

5.1. Medidas para permeabilizar las vías de transporte y reducir su efecto barrera

Estas medidas incluyen la construcción de nuevas estructuras transversales destinadas específicamente a facilitar el restablecimiento de la conectividad, así como la adaptación de estructuras ya existentes para favorecer el paso de fauna y/o dar continuidad a los hábitats. Los pasos de fauna deben combinarse siempre con adecuados cerramientos perimetrales que eviten que la fauna acceda a las plataformas de circulación, y dirigen a los animales hacia las estructuras de cruce.

Las prescripciones técnicas y recomendaciones para el diseño y construcción de pasos de fauna puede encontrarse en el documento actualizado n.º 1 de la serie del GTFHT, [Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales](#) (MAGRAMA, 2015). También pueden consultarse indicaciones a nivel europeo, en el manual [Biodiversity and Infrastructure. A handbook for action](#) (Rosell *et al.*, 2023), y particularmente en el capítulo actualizado [“Solutions to mitigate impacts and benefit nature”](#).

En general, el diagnóstico y proyecto de la permeabilización de vías debe incluir los siguientes pasos:

- Identificación de los tramos de vías situados en áreas críticas a desfragmentar para conectar núcleos de población de especies amenazadas, espacios naturales protegidos, etc., identificando claramente las especies y hábitats objetivo.
- Inventario de las estructuras transversales existentes en el tramo y sus inmediaciones, incluyendo su inspección para determinar dimensiones, características de los accesos (garantizando que no haya obstáculos para los desplazamientos de fauna), los usos de la estructura y los de los terrenos adyacentes.
- Selección y priorización de las estructuras que se adaptarán para favorecer la conectividad, aplicando un análisis multicriterio.
- Elaboración del proyecto de las actuaciones concretas a aplicar. Estas pueden ser de distintos tipos y coste. A veces basta con pequeñas modificaciones,

como la restauración de la vegetación en los accesos y su conexión con hábitats naturales del entorno o la adecuación de pasarelas secas a ambos lados de los cursos de agua, si se trata de drenajes. En lugares de interés estratégico puede considerarse la sustitución de la estructura por otra de mayores dimensiones o la construcción de otra completamente nueva ([véase, por ejemplo, el caso práctico 76 de la ficha Paso de fauna](#)).

Un paso previo a la redacción del proyecto de medidas consiste en establecer las especies y hábitats objetivo. Los requerimientos serán totalmente distintos en función de la especie o grupo concreto. Por ejemplo, para mustélidos semiacuáticos como el visón europeo (*Mustela lutreola*) o la nutria (*Lutra lutra*), puede bastar una adecuada adaptación de obras de drenaje. Por el contrario, si hay que garantizar la continuidad del hábitat para una amplia variedad de especies tanto de vertebrados como de invertebrados, serán necesarias estructuras que permitan una restauración de suelos completa y de distintas comunidades vegetales.

En caso de permeabilizar vías en funcionamiento, hay que centrar la atención en las posibilidades de adaptación que ofrezcan las estructuras ya presentes, y en particular en viaductos u otro tipo de pasos inferiores por los que discurren cursos fluviales. En muchos casos es posible adecuar dichas estructuras para dar continuidad a los hábitats tanto terrestres como acuáticos con un coste moderado.

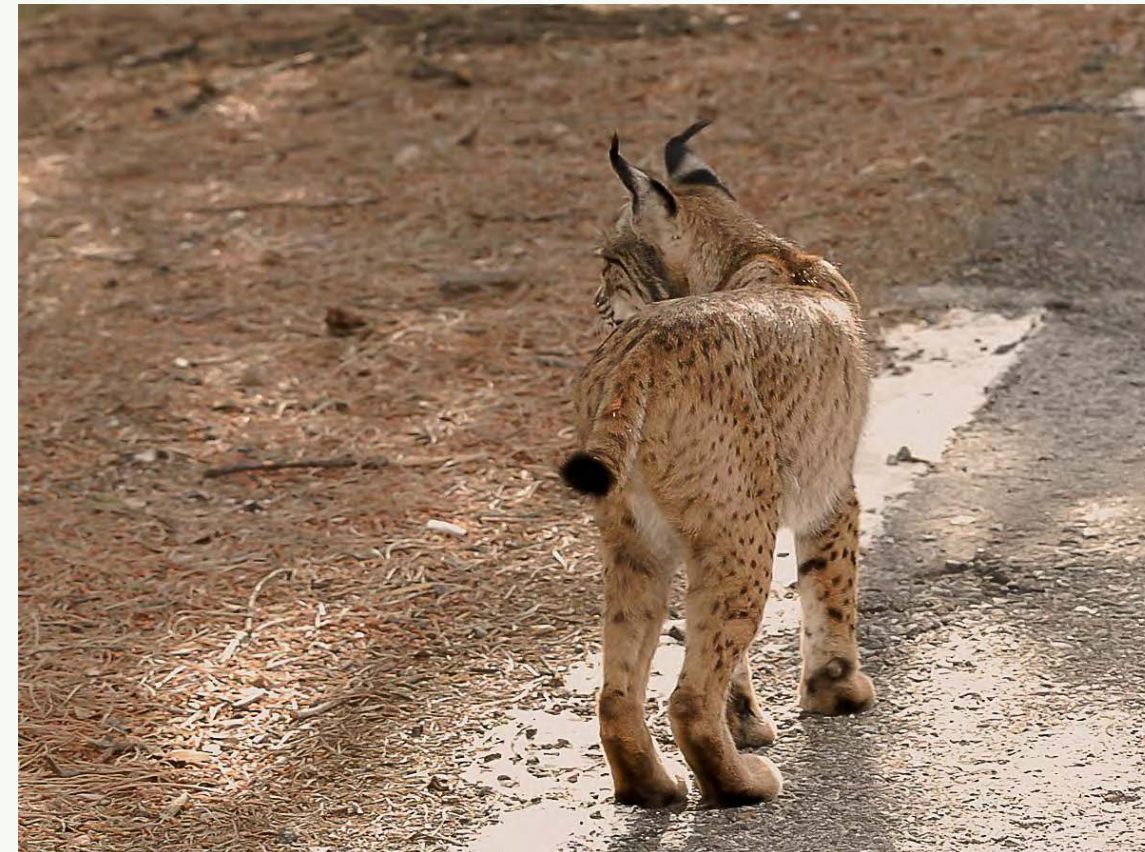
Finalmente, hay que descartar para la adecuación como pasos de fauna aquellas estructuras que cuentan con usos poco compatibles, ya sea en la propia estructura (por ejemplo, cruce de vías pavimentadas con alta intensidad de tránsito) o en las inmediaciones de sus accesos. Es importante considerar tanto las actividades y usos del suelo actuales como los futuros, evitando actuar en terrenos urbanizables, salvo que el planeamiento reserve sectores destinados a mantener conectores ecológicos que enlacen con las estructuras de cruce.

5.2. Medidas para reducir riesgos de mortalidad de fauna

La posibilidad de reducir la mortalidad de fauna causada por las vías en funcionamiento requiere, en primer lugar, identificar los tramos con mayor mortalidad. Para el caso de las colisiones con fauna de mayor tamaño que causan siniestralidad es posible partir de la información sobre los accidentes que gestionan las administraciones de seguridad vial y las encargadas del mantenimiento de las vías, que cuentan con datos de retirada de cadáveres. Para la identificación de tramos de concentración de mortalidad de especies de menor tamaño, se hacen necesarios estudios específicos que incluyan muestreos sistemáticos y en los momentos más adecuados. Existen varias iniciativas de ciencia ciudadana que recaban datos sobre observaciones de fauna. En algunos casos también registran información sobre fauna atropellada. A nivel nacional destaca el [proyecto SAFE \(Stop Atropellos de Fauna en España\)](#) promovido por el MITECO, cuyo objetivo consiste en evaluar la mortalidad de vertebrados terrestres en las carreteras españolas, combinando trabajo profesional y de ciencia ciudadana.



➤ **Figura 1.** Los viaductos son fundamentales para el mantenimiento de la conectividad ecológica y ofrecen grandes oportunidades para su adaptación, ya que permiten restablecer la continuidad de hábitats tanto terrestres como acuáticos. **Autor:** Minuartia.



➤ **Figura II.** Paso superior de fauna construido sobre una carretera para reducir el riesgo de atropellos de lince ibérico.
Autores: Luis Ramajo (Junta de Andalucía) y Francisco J. García.

Los pasos a seguir en los proyectos para reducir la mortalidad por atropello integran:

- Recopilación de datos de atropellos (con identificación de la especie involucrada y localización precisa).
- Análisis de los datos con metodologías estandarizadas que permitan identificar los tramos de concentración de datos y su priorización.
- Elaboración del proyecto de medidas concretas a aplicar en función de las especies afectadas y las características del tramo.

Las actuaciones para reducir la mortalidad incluyen normalmente la instalación de cerramientos perimetrales (de distintos tipos según las especies objetivo) que deben guiar la fauna hacia puntos de cruce seguros para no incrementar el efecto barrera de la vía. También son aplicables actuaciones de gestión de márgenes, tecnologías basadas en la detección de los animales que se aproximan a las vías y activan señalización de advertencia para los conductores y/o medidas de disuasión destinadas a evitar que el animal cruce mientras se aproxima un vehículo.

Finalmente, hay que tener en cuenta la reducción de la mortalidad de fauna por otros factores en caso de que se detecten. Un ejemplo serían las colisiones con

elementos de las vías (pantallas, catenarias, etc.), atrapamiento en elementos de drenaje o electrocución en el caso de ferrocarriles que cuentan con sistemas de electrificación.

Puede ampliarse la información sobre las medidas para reducir la mortalidad de fauna en los documentos n.º 1 y n.º 5 de la serie del GTFHT citados anteriormente (MAGRAMA, 2013b; MAGRAMA, 2015).

5.3. Medidas para reducir perturbaciones en los ecosistemas adyacentes

En primer lugar cabría citar los efectos sobre el entorno de las infraestructuras de transporte (de especial relevancia en la región mediterránea), derivados de su capacidad de retener, desviar y concentrar los flujos de escorrentía y materia del entorno, arrastrando así materiales hacia los taludes. La formación de cárcavas a la salida de los drenajes de las infraestructuras y sus consecuencias sobre la composición, estructura y calidad del suelo es uno de los impactos que genera este tipo de efectos. Su corrección debe partir del análisis y comprensión de la dinámica geomorfológica e hidrológica que tiene el territorio sobre el que se asienta la vía a fin de anticiparse a sus posibles efectos negativos (Martín-Duque, De Alba y Barbero, 2011).

Más conocido es el impacto del tráfico en los ecosistemas adyacentes a las vías, que han sido profusamente descritos en la bibliografía científica. Destacan los deletéreos efectos de la contaminación lumínica y sonora. Es posible reducir estos impactos mediante apantallamientos adecuados para reducir el nivel de ruido, evitando iluminar zonas sensibles o adaptando el tipo de lámparas que se instalan.

Otro tipo de afecciones a los hábitats adyacentes son los producidos por la exportación de contaminantes generados por el tráfico y por las malas prácticas de gestión de márgenes de las vías, cuando se hace un uso inadecuado de fertilizantes, pesticidas u otros tóxicos. Estos productos acaban transportándose a los terrenos adyacentes, degradando la calidad de los hábitats y pudiendo llegar a afectar a la salud de las personas.

Además, los márgenes de las vías también pueden facilitar la proliferación de especies exóticas invasoras y su posterior dispersión hacia los terrenos adyacentes y/o comportar riesgos para la propagación de incendios forestales, con devastadores efectos para nuestros paisajes.

La clave para la reducción de este conjunto de impactos se encuentra en una adecuada restauración paisajística y en la aplicación de buenas prácticas de mantenimiento aplicadas a los márgenes de las vías. Reducir (o evitar totalmente) la fertilización química

y desarrollar comunidades vegetales a partir de especies robustas y bien adaptadas al contexto local es el mejor punto de partida. Asimismo, es importante evitar los riesgos de entrada de especies exóticas por transporte de plantas cultivadas en viveros.

Las recomendaciones para reducir la contaminación lumínica y acústica, así como otros efectos de borde, se han descrito en el documento n.º 7 de la serie elaborada en el marco del GTFHT, [Efectos de borde y efectos en el margen de las infraestructuras de transporte y atenuación de su impacto sobre la biodiversidad](#) (MITECO, 2019). También se facilitan recomendaciones en las fichas del nuevo capítulo sobre mantenimiento del manual [Biodiversity and Infrastructure. A handbook for action](#) (Rosell et al., 2023).

5.4. Medidas para favorecer la biodiversidad en hábitats asociados a las vías

Finalmente, conviene mencionar las oportunidades que puede suponer para la restauración ecológica la gestión de los denominados «hábitats asociados a las infraestructuras de transporte» (HTI por sus siglas en inglés; véase IENE, 2016). Se trata del conjunto de terrenos de gestión pública asociados a los márgenes y, en general, a todos los espacios verdes y azules (balsas y otros elementos de drenaje) vinculados a las infraestructuras de transporte, cuya gestión puede adaptarse para contribuir a alcanzar distintos objetivos de restauración y favorecer la conservación de la biodiversidad. La función primordial de estos espacios es la de contribuir a la seguridad del tráfico y al confort para los usuarios de las vías y, por ello, están sujetos a normativa que limita su gestión. No obstante, ofrecen un amplio margen para la gestión con criterios ecológicos, entre los cuales se encuentran la reducción del riesgo de inicio y propagación de incendios forestales, de proliferación de especies exóticas o de atropellos. También ofrecen oportunidades para la recuperación de especies vegetales (Arenas et al., 2017), para favorecer polinizadores (véase la ficha B.2 en la Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores, MITECO [2020]) y otros muchos usos, entre los que se han apuntado oportunidades para actuar como «refugios climáticos», sumideros de carbono o producción de biocombustibles.

En todos los casos es importante realizar un análisis multicriterio para identificar los usos y prácticas de gestión más adecuados en cada zona. Algunos de estos espacios están sujetos a importantes perturbaciones y a los impactos generados por el tráfico. La atracción de animales hacia estas zonas puede generar mortalidad y otros efectos negativos.

6. Conclusiones

La desfragmentación de hábitats es un aspecto clave a desarrollar en el marco de la restauración ecológica para garantizar la resiliencia de los ecosistemas en el contexto de cambio climático actual. La mejora de la conectividad ecológica y la recuperación de la biodiversidad requieren la permeabilización de las vías de transporte en funcionamiento de forma prioritaria. Más aún teniendo en cuenta que muchas de estas vías se construyeron en momentos en los que el efecto ba-



➤ **Figura III.** Paso superior de fauna construido sobre una autovía en funcionamiento (A2 en Fornells, Girona). Se trata de una actuación de permeabilización de la vía en la cual la restauración de la superficie del paso se realizó con particular atención para facilitar hábitats adecuados para invertebrados, entre ellos insectos polinizadores. **Autoras:** Carme Rosell, Joana Colomer.

rrera no era considerado un aspecto relevante y, por tanto, carecen de medidas adecuadas para su permeabilización.

Los atropellos suponen una amenaza para la conservación de las poblaciones de muchas especies de fauna silvestre amenazadas y en regresión. La gran expansión de poblaciones de mamíferos de gran tamaño, como pueden ser los ungulados, está generando también importantes conflictos de seguridad vial por el incremento de los accidentes por colisión. Aplicar medidas para permeabilizar las vías de transporte permite reducir los atropellos y, al mismo tiempo, contribuye a reducir la siniestralidad viaria. Las actuaciones de desfragmentación contribuyen de este modo a mejorar la biodiversidad y el bienestar de las personas.

El diseño y aplicación de planes para garantizar la resiliencia de las infraestructuras de transporte frente a los efectos del cambio climático también ofrece un marco en el que aplicar soluciones basadas en la naturaleza y contribuir a fortalecer la infraestructura verde.

El contexto actual plantea muchos retos y ofrece grandes oportunidades para compatibilizar el desarrollo de infraestructuras resilientes y sostenibles que sumen

acciones en favor de la conservación de la biodiversidad. El Plan nacional de desfragmentación aporta, en este sentido, una base sólida para contribuir a la mejora de la conectividad y la restauración ecológicas, aunando la cooperación de los distintos agentes implicados y, en particular, de los gestores de las vías de transporte.

Casos prácticos recomendados

[76 PASO DE FAUNA](#)

[64 MUELA DE CORTÉS](#)

[86 SIERRA ESPUÑA](#)

Bibliografía

Arenas, J.M. *et al.* (2017) Roadsides: an opportunity for biodiversity conservation, *Applied Vegetation Science*, 20, pp. 527-537.

Bekker, H. *et al.* (2000) *COST 341-Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: The Netherlands state of the art report*. Dirección General de Transporte, Comisión Europea.

Bennett, A.F. (1991) Roads, Roadsides and Wildlife Conservation: A Review. En: Saunders, D.A. y Hobbs, R.J. Eds. *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, pp. 99-117.

Collinge, S.K. (2009) *Ecology of Fragmented Landscapes*. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press.

Comisión Europea (2013) *Infraestructura verde: mejora del capital natural de Europa*. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones.

Europarc (2021) Memoria de Actividades EUROPARC-España. Disponible en: https://redeuroparc.org/wp-content/uploads/2022/07/memoria_2021_europarc-espana.pdf

Eurostat (2022) Disponible en: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/data/database>

Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, pp. 487-515. Disponible en: <https://www.glel.carleton.ca/PDF/landpub/03/03FahrigAnnRevEcolSyst.pdf>

Forman, R.T.T. (1995) Some general principles of landscape and regional ecology, *Landscape Ecology*, 10, pp. 133-142.

Forman, R.T. *et al.* (2003) *Road Ecology. Science and Solutions*. Washington DC: Island Press.

IENE-Infrastructures Ecology Network Europe (2016) *Ecological design and maintenance for habitats related to transport infrastructures*. Lyon: International Conference on Ecology and Transportation IENE 2016 Declaration. Disponible en: <https://www.iene.info/content/uploads/2016/12/IENE-2016-Declaration.pdf>

IPBES-Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019) Brondizio, E.S. *et al.* Eds. *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn: IPBES secretariat. Disponible en: <https://www.ipbes.net/global-assessment-report-biodiversity-ecosystem-services>

IPCC-Intergovernmental Panel on Climate Change (2022) Pörtner, H.O. Eds. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press. (En prensa). Disponible en: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>

Iuell, B. *et al.* (2003) *Wildlife and Traffic. A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. KNNV Publishers.

Loehle, C. (1999) Optimizing wildlife habitat mitigation with a habitat defragmentation algorithm, *Forest Ecology and Management*, 120, pp. 245-251.

Martín-Duque, J.F., De Alba, S. y Barbero, F. (2011) Consideraciones geomorfológicas e hidrológicas. En: Valladares *et al.* *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. Fundación Biodiversidad. Disponible en: <https://www.aeet.org/mm/file/Valladares%20et%20al%202011.pdf>

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2010) *Indicadores de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, n.º 4*. Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/4_indicadores_fragmentac_habitat_tcm30-195795.pdf

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2013a) *Identificación de áreas a desfragmentar para reducir los impactos de las infraestructuras lineales de transporte en la biodiversidad. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, n.º 6*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 260 pp. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/6_identificac_areas_a_defragmentar_tcm30-195797.pdf

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2013b) *Desfragmentación de hábitats. Orientaciones para reducir los efectos de las infraestructuras de transporte en funcionamiento. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, n.º 5*. Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/5_orientac_reducir_efectos_ctras_ferrocarril_tcm30-195796.pdf

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2015) *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales (segunda edición, revisada y ampliada). Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, n.º 1*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 139 pp. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/prescripciones_pasos_vallados_2a_edicion_tcm30-195791.pdf

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2019) *Efectos de Borde y Efectos en el Margen de las Infraestructuras de Transporte y Atenuación de su Impacto sobre la Biodiversidad. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, n.º 7*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/7_efectos_bordes_y_margenes_tcm30-505618.pdf

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2020) *Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico* Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/fauna_flora_estrategias_polinizadores.aspx

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2021) *Informe sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en España a 2020*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-espanol-patrimonio-natural-biodiv/informe-anual/Informe_2020_IEPNB.aspx

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2021a) *Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/eniv_2021_tcm30-515864.pdf

Observatorio de la Sostenibilidad en España (2011) *Sostenibilidad en España 2011*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Disponible en: <https://www.observatoriosostenibilidad.com/documentos/2011%20OS.pdf>

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (2022) Statistics. Disponible en: <https://www.oecd-ilibrary.org/statistics>

Rosell, C. *et al.* (2003) *La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España*. Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.

Rosell, C., Seiler, A., Chrétien, L., Guinard, E., Hlaváč, V., Moulherat, S., Fernández, L.M., Georgiadis, L., Mot, R., Reck, H., Sangwine, T., Sjolund, A., Trocmé, M., Hahn, E., Bekker, H., Bíl, M., Böttcher, M., O'Malley, V., Autret, Y., & van der Grift, E. (Eds.). (2023). IENE Biodiversity and infrastructure. A handbook for action. <http://www.biodiversityinfrastructure.org/>

Sijtsma, F.J. *et al.* (2020) Ecological impact and cost-effectiveness of wildlife crossings in a highly fragmented landscape: a multi-method approach, *Landscape Ecology*, 35, pp. 1701-1720. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01047-z>

Valladares, F. *et al.* Eds. (2011) *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. Madrid: Fundación Biodiversidad. Disponible en: <https://www.aeet.org/mm/file/Valladares%20et%20al%202011.pdf>



Casos prácticos

> *Autor:* Ignacio Mola Caballero de Rodas.

Análisis descriptivo de los casos prácticos

Ignacio Mola Caballero de Rodas^{1,2}

1 Consultor en Restauración Ecológica y Biología de la Conservación.

2 Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Universidad Complutense de Madrid.

Búsqueda de casos prácticos

Tal y como se avanzó en la presentación, durante la encuesta que sirvió de marco para el diseño de la estructura y desarrollo del presente libro, hubo consenso en cuanto a la necesidad de que los casos prácticos fueran variados y abundantes. En primer lugar, a todos los redactores de capítulos temáticos se les solicitó que aportasen dos casos prácticos que pudieran ilustrar o servir de referencia a sus respectivos capítulos. De esta manera, se garantiza una heterogeneidad temática de los casos prácticos. El territorio nacional es muy diverso y variado, por lo que se consideró apropiado alcanzar una cobertura mínima por comunidades autónomas. A tal efecto, se contó con la colaboración del MITECO, el cual, aprovechando las reuniones interterritoriales para la implantación de la estrategia nacional de infraestructura verde, conectividad y restauración ecológicas que mantenía con representantes de todas las comunidades autónomas, hizo un llamamiento a presentar casos prácticos desarrollados en sus respectivos territorios. Por último, se hizo una búsqueda activa también en el caso de identificar entidades o colectivos representativos que estaban ausentes. Se contactó con el Organismo Autónomo de Parques Nacionales, como entidad coordinadora entre estos espacios que gozan del máximo rango de protección nacional, así como con las entidades más representativas del tercer sector en el ámbito de la restauración de espacios degradados. Este manuscrito surge en la Fundación Biodiversidad, dentro del área que coordina la Iniciativa Española de Empresa y Biodiversidad (IEEB), por lo que también llegaron numerosos casos prácticos de empresas adscritas a esta iniciativa, muchas de las cuales fueron promotoras de la Guía práctica de restauración ecológica (Mola *et al.*, 2018). En total, 278 entidades y organizaciones diferentes han participado de una u otra manera en los casos prácticos que se presentan en el anexo I.

El criterio general ha sido aceptar todos los casos que tuvieran relación con la restauración de un espacio degradado, en sentido amplio. Se ha considerado que todos los casos pueden aportar algo y su conjunto es un buen portfolio sobre la práctica de restauración de espacios degradados en nuestro país. Puede haber casos con un enfoque ciertamente alejado de la restauración ecológica en sentido estricto, pero se considera que también son representativos de lo que se realiza y desarrolla en este ámbito. La restauración de espacios degradados es un proceso sometido a una continua mejora científica y técnica, lo que supone un reto de reciclaje y mejora ininterrumpida propia de todas las profesiones. A su vez está sufriendo una

profunda transformación, gracias a una demanda creciente por parte de diversos sectores y un crecimiento exponencial en el conocimiento científico. En esta interfase se sitúa el restaurador como profesional clave entre la transferencia científica y su aplicación práctica. Efectivamente, cuando se va a acometer el diseño de un proyecto de restauración, a todos los profesionales les resulta de utilidad analizar ejemplos y casos prácticos desarrollados sobre escenarios similares que puedan aportar experiencia práctica al nuevo diseño. Como se ha venido indicando de forma reiterada, la gestión adaptativa es un proceso imprescindible para gestionar la incertidumbre fruto de trabajar sobre sistemas tan complejos como los ecosistemas. Una parte de esta gestión adaptativa consiste en incorporar el conocimiento y experiencia de casos similares, ya sea por el tipo de ecosistema afectado o por una perturbación común.

El siguiente paso consistió en diseñar el formulario para recopilar la información de cada caso práctico. Aquí, afortunadamente, contamos con la colaboración de la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica en su sección europea (SERE), a través de su presidente, el doctor Cortina, quien amablemente se prestó a colaborar en la elaboración del formulario y su valoración. Surgió la duda respecto a la exigencia de la ficha, buscando un equilibrio entre la cantidad de información solicitada y el tiempo y esfuerzo necesarios para poder completarla. La opción consensuada fue la de desarrollar una ficha de máximos, que solicitara bastante información, asumiendo que no en todos los casos sería posible completarla en su totalidad. Gran parte de la información que contempla la ficha está relacionada con el cumplimiento de los ocho principios de la restauración ecológica, ya descritos y comentados en el apartado metodológico (Gann *et al.*, 2019). El «Anexo I: Casos Prácticos» se inicia con el formulario empleado, así como las instrucciones para su implementación. En el presente capítulo el lector encontrará un breve análisis descriptivo de algunos criterios recabados, de manera que se puedan extraer conclusiones o reflexiones sobre el estado de la práctica en la restauración en España.

Proceso de implementación y edición de las fichas

Las fichas han sido redactadas por profesionales que han estado involucrados en alguna o todas las fases de desarrollo del proyecto de restauración. Una vez implementada y remitida la ficha por los autores, pasó un proceso de revisión por parte de la persona responsable de los casos prácticos (véase la autoría del anexo I) y se devolvió la ficha con los comentarios pertinentes para ser valorados por los autores. A su vez, estos devolvieron ya una versión final del formulario con los cambios que consideraron oportunos ya implementados. Por lo tanto, la información aportada es responsabilidad exclusiva de los autores.

Nomenclatura y presentación de los casos prácticos

Cabe felicitar de que sea 90 el número final de casos prácticos presentados, un enorme esfuerzo de organización, edición y análisis. Estaban titulados de formas diversas, ya sea mediante acrónimos o títulos más o menos largos. Cuando el caso práctico tuviera nombre corto o acrónimo lógicamente es el empleado, y en caso de que no tuviera acrónimo o nombre corto, se le asignaba uno. De esta manera, cada caso práctico tiene un nombre corto/acrónimo que permite su identificación, y así se ha nombrado cuando se ha citado en alguno de los capítulos. En el anexo I, además del formulario, se ha incluido un índice donde aparecen todos los casos prácticos ordenados alfabéticamente por su nombre corto. Se incluye también el nombre largo, más descriptivo de su contenido.

Análisis descriptivo

Una vez identificada la necesidad, diseñado el formato para recopilar los datos y editada y organizada toda la información, se está en disposición de iniciar su análisis. Se presenta a continuación una descripción de la información contenida en los apartados del formulario, a excepción de la evaluación final, que es un breve texto con algunas conclusiones del proyecto y una valoración de los resultados particulares de cada caso concreto.

Distribución geográfica

En primer lugar, se presenta la ubicación de los casos prácticos desarrollados en las distintas comunidades autónomas (*figura I*). Excepto en el caso de La Rioja y las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla, en el resto de las comunidades autónomas se dispone de al menos un caso práctico. Como se ha comentado en el apartado de búsqueda de casos prácticos, se contempló la necesidad de una cobertura nacional lo más amplia posible. La enorme heterogeneidad ambiental de España justifica esta necesidad. Cabe destacar que de los 90 casos sólo se representan 89, dado que uno de ellos se desarrolla en Chile, e ilustra un caso de restauración vinculado al capítulo de restauración del paisaje. Por otro lado, la suma de las ubicaciones (n = 91) supera al total de casos, ya que dos proyectos se desarrollaron en más de un territorio autónomo.

Ecosistemas objeto de restauración

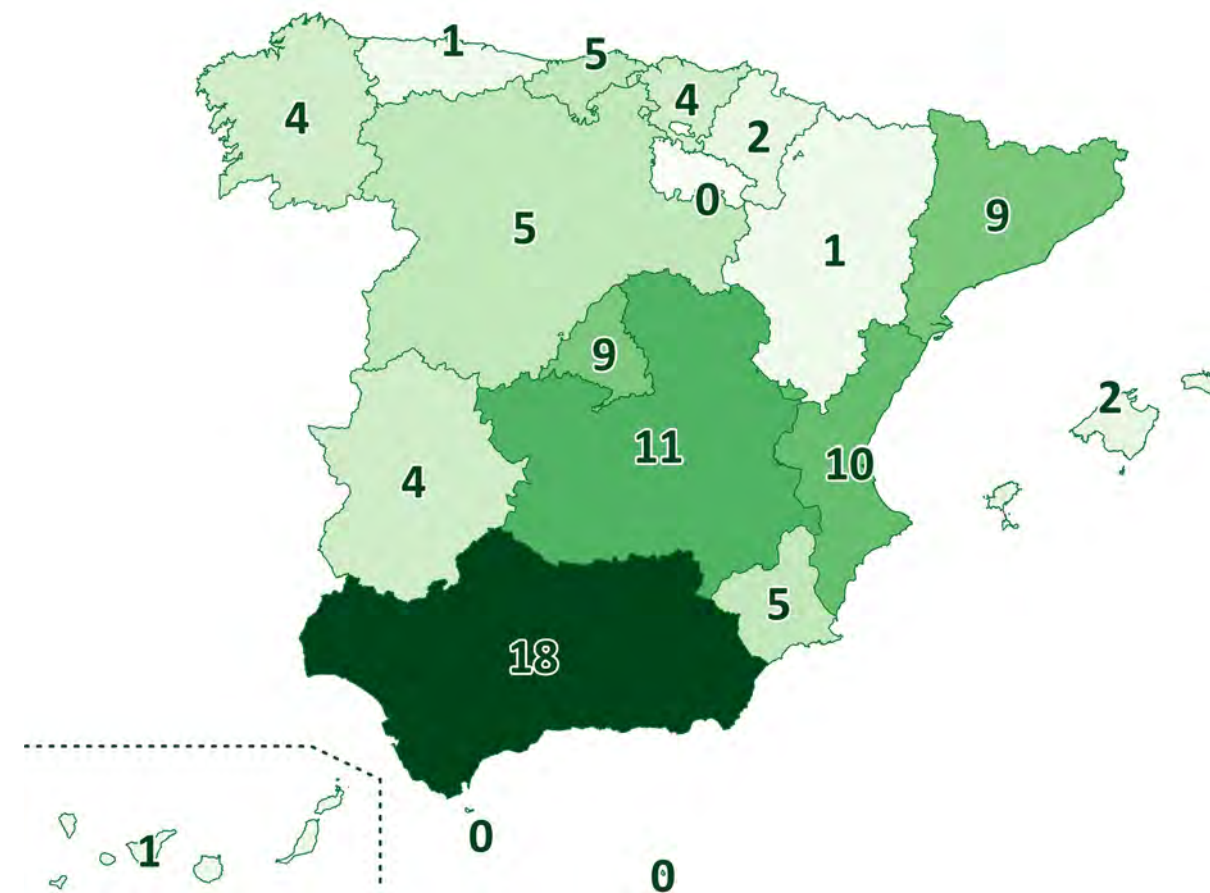
Un aspecto relevante es identificar los ecosistemas sobre los que se están desarrollando los proyectos de restauración. Existe una clasificación bien conocida por los profesionales del medio ambiente que son los grupos establecidos en la Directiva Hábitats (*Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*). Aquí se establecen 9 grupos de hábitats naturales y seminaturales de interés comunitario. En el territorio nacional se han reconocido oficialmente 118 tipos de hábitats distribuidos por las regiones biogeográficas terrestres (mediterránea, atlántica, macaronésica y alpina) y marinas (macaronésica, mediterránea y atlántica). Esta clasificación responde a los hábitats de interés comunitario, es decir aquellos que se considera que tienen interés de conservación, que ocupan un 36 % del territorio nacional (MITECO, 2005). Hay mucho territorio que queda fuera de esta clasificación, por lo que se decidió ampliar con dos grupos de hábitats sobre los que existe un interés creciente en su restauración, ya sea por su extensión, en el caso de los agroecosistemas, o por albergar una proporción creciente de la población, como serían las zonas urbanas y periurbanas. Esta casuística también queda recogida en la propuesta de reglamento de restauración de la naturaleza de la Unión Europea (Comisión Europea, 2022).

En los 90 casos prácticos se hace referencia, por lo tanto, al grupo o grupos de ecosistemas perturbados en el espacio objeto de restauración. Dado el diferente grado de concreción al indicar los ecosistemas afectados, en unos

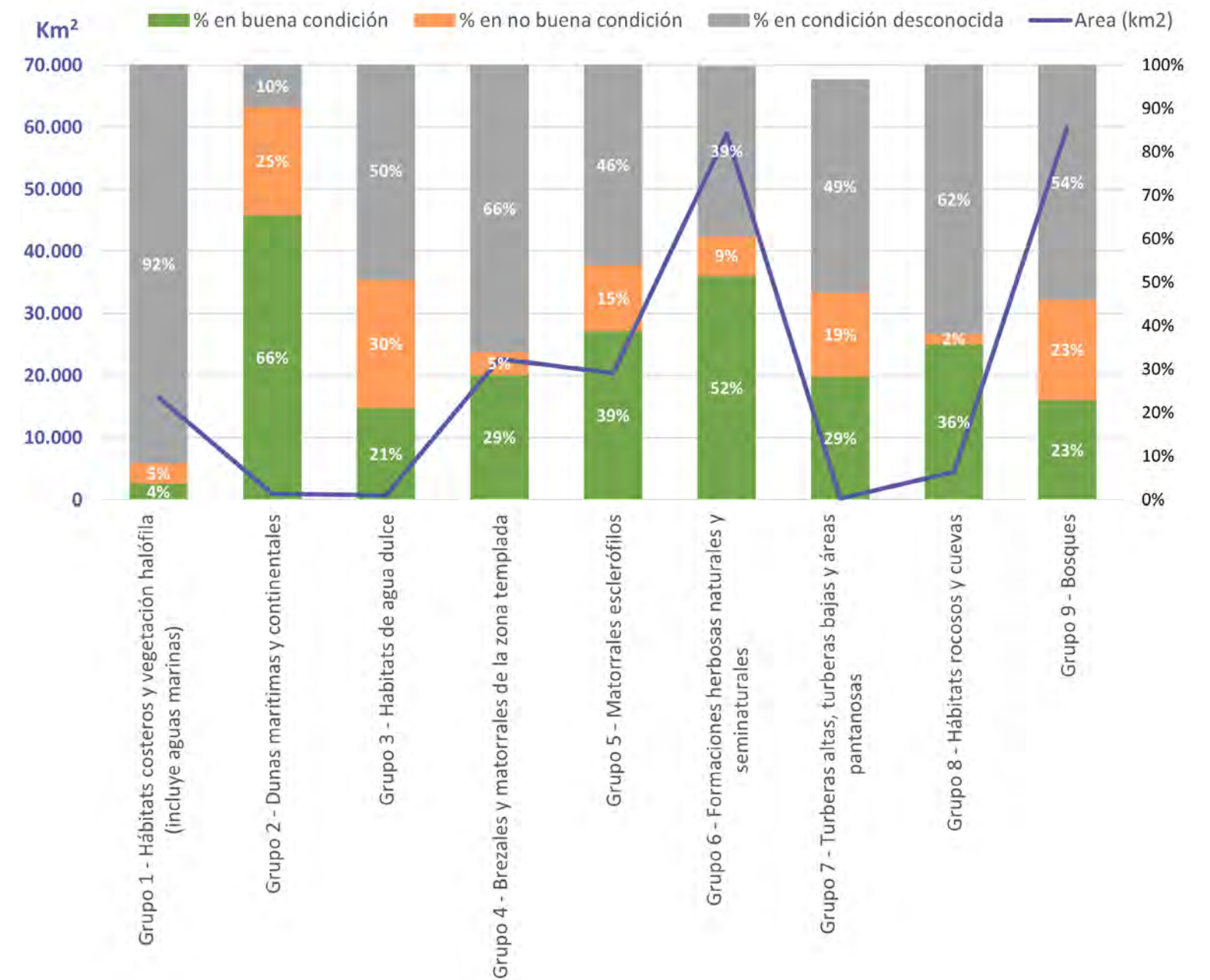
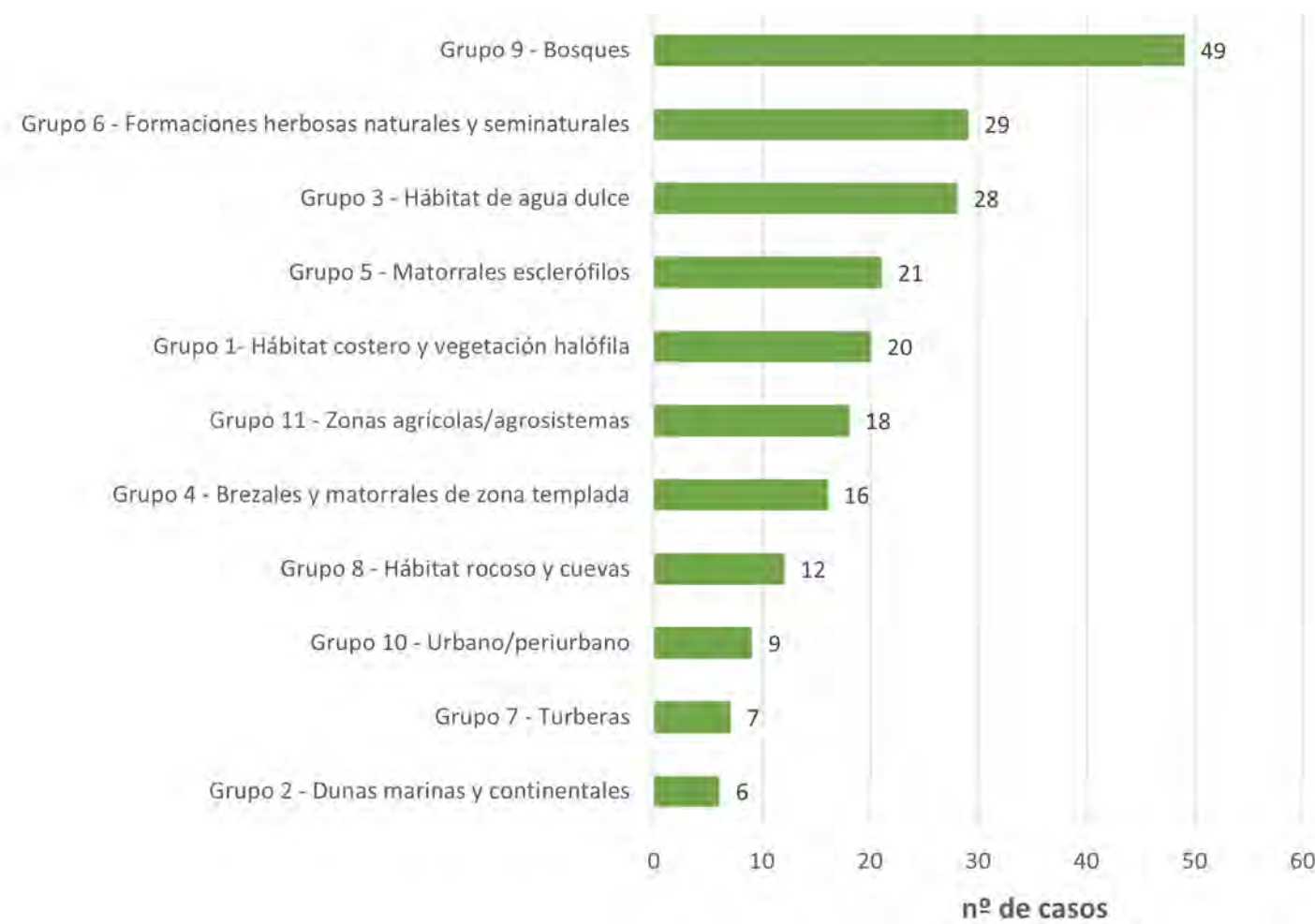
casos mediante códigos de hábitats de interés comunitario, en otros mediante una descripción somera, se unificó en los grupos de hábitats de interés comunitario ampliado con agroecosistemas y espacios urbanos/periurbanos, tal y como se ha indicado. En 36 casos sólo menciona 1, y en el resto, entre 2 y 8 grupos. Por tanto, en total se han identificado 215 grupos de hábitats perturbados en los 90 casos prácticos (*figura II*).

Para valorar si los grupos de hábitats que aparecen con más frecuencia se corresponden con los grupos de hábitats peor conservados o que ocupan mayor superficie, se ha recurrido a la [herramienta de reporte del artículo 17 de la Directiva Hábitats](#), donde aparece la información aportada sobre el estado de conservación de los hábitats del anexo I de la citada directiva (*figura III*).

Existe una correlación entre la superficie ocupada por el grupo de hábitats y el número de veces que se reporta en los casos de restauración, con la excepción del grupo 3, de hábitats de agua dulce, que aparece con mucha más intensidad de lo esperado ($R^2 = 0,82$). Esta salvedad probablemente esté relacionada con lo estratégico de este tipo de ecosistemas dentro del mosaico en el que se integran, en particular en el mundo mediterráneo, donde el marcado estiaje veraniego lo convierte en un espacio muy apreciado por una mayor disponibilidad hídrica. Cabe destacar que los nuevos grupos de hábitats incluidos, agroecosistemas y urbano/periurbano, están en la zona media y baja respectivamente, pero en conjunto ya aglutinan el 13 % de los ecosistemas reportados, lo que refuerza la idea de que se trata de espacios que despiertan interés.



➤ **Figura I.** Distribución de los casos prácticos por comunidades autónomas. La intensidad de la tonalidad se relaciona con la cantidad de casos prácticos desarrollados en cada territorio.



➤ **Figura II.** Frecuencia en la que aparecen indicados los diferentes grupos de hábitats como degradados en los casos prácticos (n = 89). Como se ha indicado en cada caso, se han reportado entre 1 y 8 grupos de hábitats perturbados (n=212). Están ordenados de mayor a menor frecuencia de aparición.

➤ **Figura III.** Se representa el estado de conservación de los nueve grupos de hábitats de la Directiva según el reporte realizado para el periodo 2013-2018 según el artículo 17 de la citada normativa, en particular de la variable «estructura y función» expresada en porcentaje sobre el total del área de ocupación, dentro de las barras. Por otro lado, se presenta mediante una línea continua la superficie total ocupada por cada uno de los grupos de hábitat en km2. Elaboración propia en base a los datos de la [herramienta web de reporte del artículo 17 de la Directiva Hábitats](#).



➤ **Figura IV.** Ejemplos de los diferentes grupos de hábitats considerados. De izquierda a derecha en la primera fila: comunidades de acantilados marinos (Cabo de Ortegal, Lugo); dunas costeras (Parque Natural Cabo de Gata, Almería); comunidades fluviales de helófitos (Parque Natural Río Lobos, Soria); brezales atlánticos (Cabo Peñas, Asturias). En la segunda fila: formaciones de pino serrano y enebros rastreros (Parque Nacional Sierra de Guadarrama); formaciones herbosas seminaturales (Reserva de la Biosfera de las cuencas altas de los ríos Guadarrama, Manzanares y Lozoya); comunidad de turbera con atrapamoscas (*Drosera rotundifolia*) (Parque Natural Sierra de Gredos, Ávila); cantiles calizos (Parque Natural de Río Lobos, Soria). En la fila inferior: hayedo (Parque Natural de Redes, Asturias). Agroecosistema en las vegas del Tajo (Seseña, Toledo); microrreserva de flora del Cabo de la Huerta, que se desarrolla sobre un espacio periurbano de la ciudad de Alicante; río Manzanares renaturalizado a su paso por la ciudad de Madrid. **Autor:** Ignacio Mola.

Actividad que originó la perturbación

Para poder clasificar los casos prácticos en función de la perturbación que los degradó, se ha optado por los grupos de sectores de actividad establecidos en los anexos I y II de la *Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de Evaluación Ambiental*. En total se han considerado doce sectores.

Dentro de los 90 casos analizados, todos indicaron al menos un sector de actividad que produjo la degradación del espacio a restaurar. Algunos casos indicaron más de un grupo, por lo tanto, en total se contabilizaron un total de 154 sectores en los 90 casos.

El conjunto de sectores más recurrente es el primario, que supera el 45 %, entendido como aquel que permite la obtención de materias primas. Incluye, en primer lugar, las actividades agrícolas ganaderas, silvícola y pesca y, en segundo lugar, las actividades extractivas relacionadas con la minería (incluyendo canteras y extracción de áridos), dragados y perforaciones (*figura V*).

En el «Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca», sólo las actividades agrícolas ocupan el 34 % de la superficie nacional (26 % secano y 8 % de regadío), y las superficies de pastos y prados para la ganadería suman otro 14 % más. Entre ambas actividades ocupan el 48 % del territorio (Centro Nacional de Información Geográfica, 2018). Las dedicadas a la ganadería extensiva generalmente forman parte de hábitats de interés comunitario (HIC) de los siguientes grupos (se indica entre paréntesis el código del tipo de HIC):

- Grupo IV. Brezales y matorrales de la zona templada (4030, 4040 y 4090).
- Grupo V. Matorrales esclerófilos (5130).
- Grupo VI. Formaciones herbosas naturales y seminaturales (6110, 6140, 6160, 6170, 6210, 6220, 6230, 6310, 6410, 6420, 6510 y 6520). En este grupo se incluyen las dehesas.

Respecto a las superficies dedicadas a silvicultura, es más complicado establecer superficies, porque sí hay información sobre la superficie forestal nacional, pero no qué porcentaje está dedicado al cultivo y explotación. Respecto al sector pesquero se reporta como factor de perturbación en un caso relativo a la restauración de comunidades de coral rojo, en particular se desarrolla mediante la técnica de arrastre.

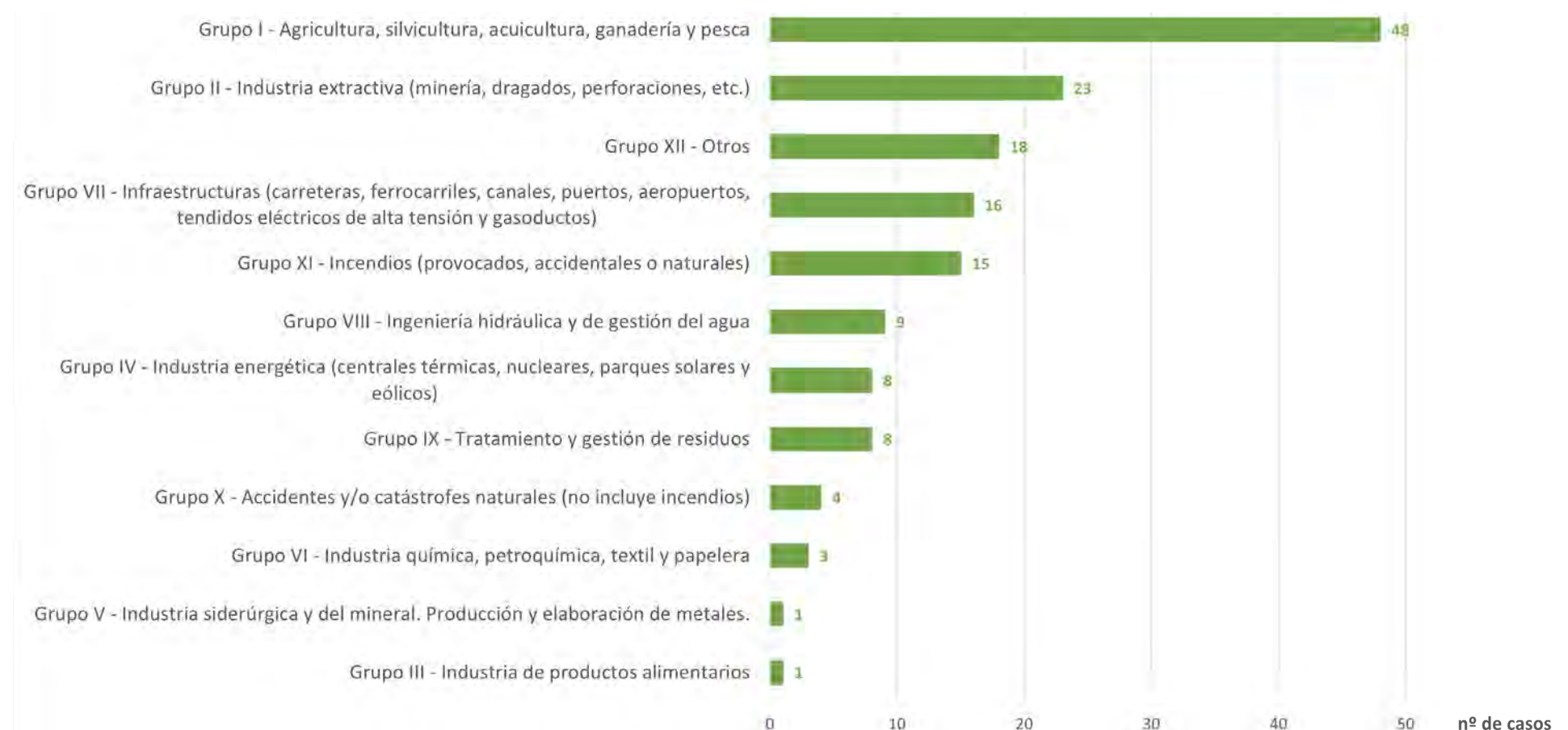
Resulta llamativo que el segundo sector en importancia sea el extractivo minero, cuando apenas llega al 0,3 % del PIB nacional. Probablemente haya dos motivos: i) que el efecto negativo tanto paisajístico como ambiental es muy

elevado; y ii) que hay una legislación sectorial que obliga a restaurar los espacios mineros. Diversas Administraciones presentan casos notables, incluso proyectos LIFE para restaurar estos espacios. También varias empresas del sector están representadas aportando sus casos de restauración de canteras y graveras fundamentalmente.

El tercer sector en importancia, «Grupo XII. Otros». Se trata de un cajón de sastre donde están las perturbaciones que no se podían enlazar en los once sectores previos. Fundamentalmente se hace referencia en este grupo al abandono de usos tradicionales agropecuarios, así como a la edificación, que no queda reflejada en ningún otro sector.

Destaca la relevancia de los incendios como factor de perturbación por su recurrencia y, cada vez más, por su magnitud. El cambio global (cambio climático, abandono y cambios de uso del territorio, etc.) justifica en gran medida este efecto. Afortunadamente, hay proyectos no sólo de restauración de zonas incendiadas, sino para evitar que se incendien o que lo hagan de forma devastadora.

Por último, hay que mencionar que el tratamiento y gestión de residuos sigue siendo un factor relevante de perturbación tanto en ecosistemas marinos como terrestres, lo cual debe invitar a la reflexión sobre prácticas ilegales que se producen a pesar de la legislación existente.



➤ **Figura V.** Frecuencia con la que aparecen los sectores de actividad identificados (n = 154) en casos prácticos (n = 90) como origen de la perturbación del espacio a restaurar.



➤ **Figura VI.** Ejemplo de perturbación de ecosistemas por distintos sectores de actividad. De izquierda a derecha en la primera fila: campo agrícola en plena roturación (Cendejas de la Torre, Guadalajara); campo intensivo de cereal (Velilla de San Antonio, Madrid); calle eléctrica en un bosque de pinos piñoneros (Pelayos de la Presa, Madrid); planta de aglomerado asfáltico para pavimentación (Arganda del Rey, Madrid). De izquierda a derecha en la segunda fila: acopio de troncos de eucaliptos (Mondoñedo, Lugo); cantera abandonada de caliza ornamental (Monterde, Zaragoza); construcción de una autovía (Granada); presa de Entrepeñas para la gestión hidráulica y producción de electricidad (Sacedón, Guadalajara). De izquierda a derecha en la última fila: mina en explotación de caolín (Poveda de la Sierra, Guadalajara); toma de agua del canal del Tajo en la presa de Vadajos (Toledo); zona periurbana amenazada por el crecimiento de la ciudad y la urbanización del espacio (Madrid); ladera incendiada de forma recurrente con severa erosión y pérdida de suelo (Cangas de Onís, Asturias).
Autor: Ignacio Mola.

Entidades implicadas en los proyectos de restauración

Se presentan, por un lado, las entidades que han actuado como promotoras de los proyectos de restauración, es decir, aquellos participantes que han impulsado y organizado el proyecto, que no necesariamente tienen que ver con las entidades financiadoras. Por otro lado, se presentan los socios, entidades participantes que han desempeñado diferentes labores necesarias para el desarrollo del proyecto. Ambos grupos de entidades se han clasificado en función de su naturaleza pública, privada o público-privada. Dentro de estos grandes grupos se hace un desglose, a su vez, en categorías para aportar mayor detalle. Para realizar esta descripción se han contado todas las entidades que participan, ya sea como promotoras o como socias, en los 90 casos prácticos. Por este motivo el número de entidades en ambos grupos supera el número de casos prácticos. En 72 casos sólo hay 1 promotor y en los 18 restantes, entre 2 y 4. Hay 4 casos en los que no hay entidades socias; el proyecto es desarrollado en su totalidad por la entidad promotora. En el resto de los casos prácticos al menos hay 1 socio, con un máximo de 17.

Las proporciones entre cada tipo de entidad, según sean promotoras o socias, generalmente se mantienen, lo que indica que se reparten los roles indistintamente, a excepción de la Administración autonómica, que cae casi hasta la mitad como socia respecto a su papel como promotora. Indudablemente, esto refleja su ámbito de competencias, dado que sobre esta Administración recae la mayoría en materia de medioambiente.

El sector público es mayoritario, aunque seguido de cerca por el privado. Cabe destacar dentro del sector público el papel de las universidades y organismos públicos de investigación, que suman una cuota del 15 % como promotoras y del 18 % como socias. Esto se debe a dos motivos: por un lado, la vocación de transferencia del sector de investigación en medioambiente, quien se compromete a aplicar el mejor conocimiento y técnicas disponibles en los proyectos de restauración; por otro lado, también se apunta a que la restauración de espacios degradados, desde la perspectiva ecológica, es un campo emergente, donde el ciclo completo del proceso de investigación, desarrollo e innovación (I+D+i) es el día a día en este ámbito, luego el sector de la investigación resulta estratégico.

En lo que respecta al sector privado, las empresas son el principal colectivo. Es de esperar que su papel se incremente. Las políticas de reporte no financiero están estimulando este proceso. El análisis de los efectos

ambientales del desarrollo de su actividad está incentivando acciones de mitigación y/o compensación de los impactos negativos, donde entra la restauración ecológica como herramienta para desarrollar y conseguir objetivos. Aunque se repite una vez más, el hecho de que un escenario se pueda restaurar nunca justifica su degradación, porque siempre se produce una pérdida muy significativa entre el ecosistema previo, no degradado, y el restaurado tras la degradación.

Un aspecto muy destacable es el papel del tercer sector, asociaciones y fundaciones de carácter privado cuyos fines son, la conservación y restauración de la naturaleza (SEO, WWF, Fundación Global Nature, GREFA, Fundación Oso Pardo, Fundación CREASVI, etc.). De este apartado se ha redireccionado a empresas, las fundaciones de grandes consorcios empresariales, que se considera que tienen un perfil diferente a las entidades anteriores. Este aglomerado de organizaciones sin ánimo de lucro es un sector dinamizador dentro del conjunto de casos presentados. Su músculo financiero propio es muy limitado, pero gracias a su capital humano son capaces de actuar como promotores o socios, captando financiación de muy diversas fuentes. Se están consolidando como un grupo destacado dentro de este sector económico emergente de la restauración de ecosistemas.



Tabla 1. Entidades que participaron en los 90 casos prácticos. Se clasifican según su naturaleza pública, privada o público/privada, y a su vez las dos primeras categorías se desglosan para un mayor detalle. Por otro lado, se presentan en columnas según el rol de la entidad en el proyecto (promotor/socio), y se presentan tanto los números absolutos como los porcentajes.

	Entidades promotoras (n = 117)		Entidades socias (n = 311)	
	n.º	%	n.º	%
Pública	61	52	177	57
Administración	56	50	101	32
Europea	-	-	2	1
Nacional	9	8	25	8
Autonómica	30	27	46	15
Provincial	-	-	6	2
Local	6	5	22	7
Universidad	11	10	34	11
Organismo público de investigación	5	4	22	7
Empresa	-	-	13	4
Fundaciones	-	-	5	2
Privada	49	42	133	43
Empresa	28	25	72	23
Autónomo	1	1	8	3
Tercer sector	20	18	53	17
Público-privado	7	6	1	0

Financiación

Afortunadamente, en todos los casos prácticos se indican las entidades financiadoras y sólo en 7 casos no se aportaron las cifras económicas. En 2 casos se incluyó el presupuesto no sólo de los trabajos de restauración, sino del proyecto que originaba la perturbación, en particular, sendas plantas fotovoltaicas, por lo que en estos casos se desestimó este campo de información. Por lo tanto, para este apartado sólo se trabajará con estos 81 casos, de los que se dispone de información tanto de las entidades financiadoras como el presupuesto total.

El proyecto de presupuesto más ambicioso es la restauración asociada a la rotura de la presa de Aznalcóllar, propiedad de la empresa minera Boliden, el 25 de abril de 1998. Se vertieron 6 millones de metros cúbicos de lodos tóxicos que afectaron a 4.634 ha en el entorno del parque nacional de Doñana, en las cuencas de los ríos Agrio y Guadiamar. Uno de los mayores desastres ecológicos producidos en nuestro país, ya que los lodos de la balsa tenían un altísimo contenido en zinc y elevados en otros elementos como plomo, arsénico, bismuto, cobre, cadmio y antimonio. La Junta de Andalucía reporta este caso como entidad promotora, con un presupuesto en labores de restauración de 75 millones de euros.

Otro proyecto con una fuerte inversión es la restauración llevada a cabo tras el incendio del Tranco de Beas, en el parque natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas. Producido en agosto de 2005, arrasó más de 5.000 ha de terreno de alto valor ecológico, donde, además de la figura de parque natural, ostentaba la de zona de especial conservación (ZEC), zona de especial protección para las aves (ZEPA) y reserva de la biosfera. El proyecto lo promueven la Junta de Andalucía junto con el Ministerio de Medio Ambiente, actual Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITECO). La orografía del terreno, muy abrupta con pendientes superiores al 75 % en más del 50 % del espacio afectado, complicaba y comprometía la restauración del espacio. El presupuesto de restauración superó los 43 millones de euros.

Por último, el tercer proyecto que supera la veintena de millones de euros sería el Anillo Verde de Vitoria/Gasteiz. Desgraciadamente, no se dispone del presupuesto total actual, pero sí reportaron más de 22 millones en el periodo 1994-2011. Se trata de un proyecto de renaturalización de entornos urbanos y periurbanos emblemático y modélico en nuestro país, donde zonas que la población evitaba por su degradación y marginalidad se transformaron en el eje de actividades al aire libre de la ciudad. Existen muchos hitos en este proyecto ampliamente galardonado, pero quizá uno de los más indicativos sea la restauración del humedal de Salburua en el entorno periurbano, que incluyó la erradicación del visón americano (*Neovison vison*), especie invasora que supone una de las principales amenazas para la conservación del visón europeo (*Mustela lutreola*), el

mamífero más amenazado de Europa y catalogado en peligro crítico de extinción. En la actualidad este humedal se encuentra entre los espacios en los que se reintroduce esta especie a partir de ejemplares criados en cautividad.

Estos 81 casos prácticos con presupuesto suman un total de casi 240 millones de euros. Se han clasificado según el origen de la financiación, según sea pública, privada o público-privada. Se puede apreciar en la (figura VII) cómo casi el 80 % de la financiación procede de entidades públicas. Por otro lado, destaca que las empresas son financiadoras de un gran número de proyectos (31 %-25 casos), pero el presupuesto total es bajo (9,8 millones de euros-4 % de inversión total). La horquilla en la que se mueven los presupuestos es muy amplia, ya que oscila desde menos de 10.000 € en cuatro proyectos hasta los 75 millones de euros del proyecto de Guadiamar ya mencionado (figura VIII).

Se han reportado diferentes programas o herramientas financieras de la Unión Europea: Programa LIFE, FEDER, FEADER y Horizonte 2020. En total este tipo de financiaciones han contribuido en 34 proyectos (42 % de los casos), por un importe total de casi 90 millones de euros (38 % del presupuesto total considerado). Efectivamente, así se puede observar en la figura IX, donde el porcentaje de casos con financiación público-europea se incrementa a medida que el volumen presupuestario se incrementa, en particular en el tramo de proyectos con presupuesto superior al millón de euros.

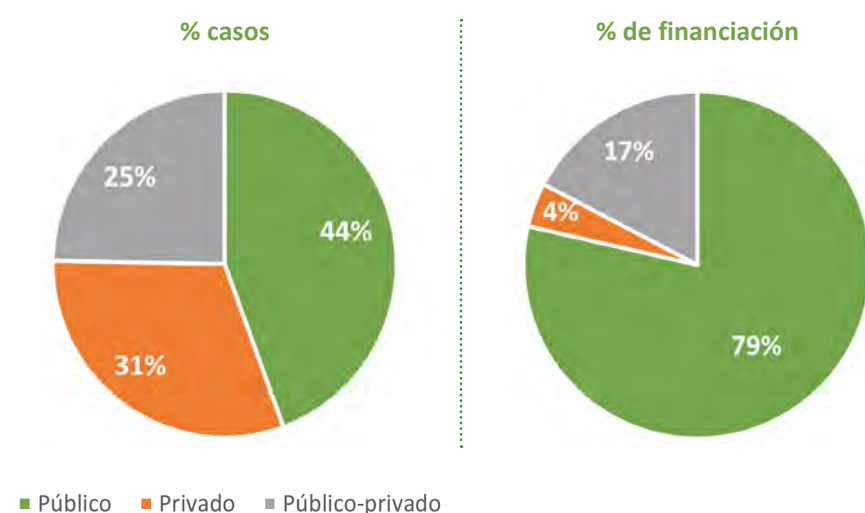


Figura VII. Distribución del número de casos prácticos reportados según su fuente de financiación, a la izquierda. Porcentaje de la inversión total (240 millones de euros) según su origen, a la derecha.

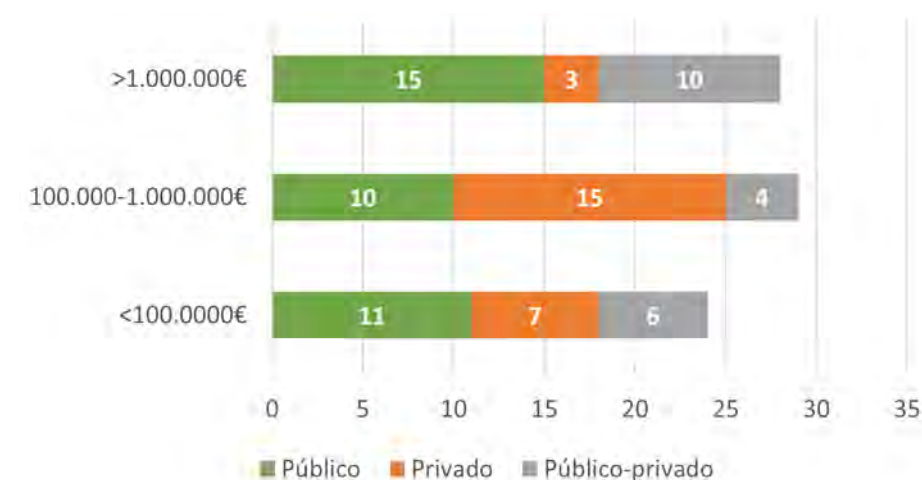


Figura VIII. Distribución del número de proyectos según su volumen presupuestario. Dentro de cada categoría se representan los sectores de financiación considerados: público, privado y público-privado. Las cifras dentro de las barras representan el número de casos.

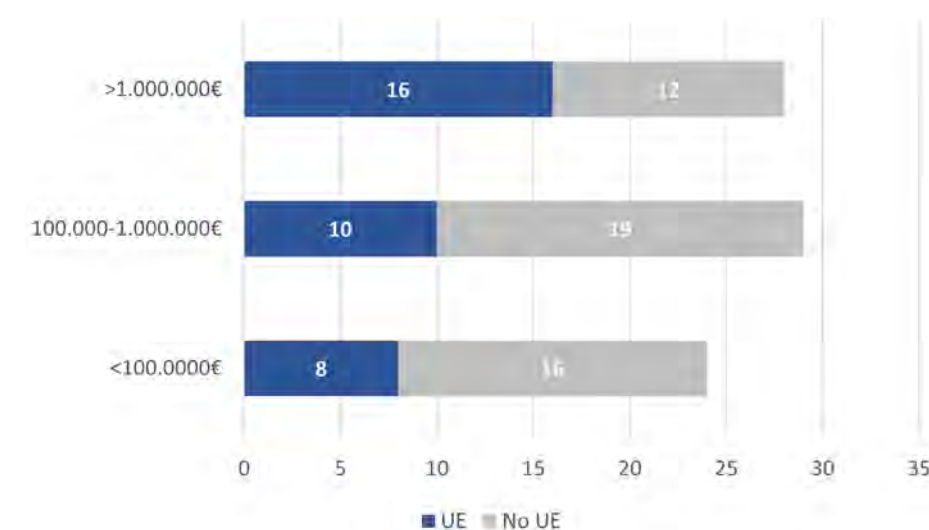


Figura IX. Número de casos prácticos (n = 81) clasificados por tramos presupuestarios. Dentro de cada tramo, se separan los proyectos que contaron con financiación pública de la Unión Europea de los que no.

Dentro de las herramientas financieras europeas, se han identificado 4 dentro de la casuística contemplada en los casos prácticos analizados en este apartado (se indica el número de proyectos entre paréntesis): programa LIFE (17), fondos FEDER (9), FEADER (5) y Horizonte 2020 (2). Cabe destacar que, de los 16 proyectos que cuentan con financiación europea y tienen un presupuesto superior al millón de euros, 12 pertenecen al programa LIFE. Parece que esta herramienta financiera de la Unión Europea es una palanca para los grandes proyectos de restauración.

Superficie restaurada y coste de ejecución

Dentro del formulario de solicitud de información se requería información relativa a la superficie restaurada. De nuevo la información aportada es muy heterogénea. Por ejemplo, en un caso se reportan las medidas compensatorias por transformar una superficie de cultivo de secano en regadío (se realizan 2 actividades: plantación de 3.700 árboles y colocación de cajas nido), y se indica una superficie restaurada de 6.440 ha (lo mismo ocurre en el caso de 2 instalaciones fotovoltaicas). En otro caso se indican acciones puntuales de mejora de hábitat de una reserva de caza y se reporta como zona restaurada la totalidad de la reserva, más de 13.000 ha.

Por otro lado, el estado del espacio previo a la restauración condiciona las acciones necesarias. Por ejemplo, si tenemos una zona boscosa (grupo 9 de ecosistemas), no será lo mismo si hubo una cantera y hay que realizar una restauración geomorfológica que implique movimientos de tierra que si sufrió un incendio o si se trata de acciones de mejora del ecosistema. Una hectárea restaurada según la casuística anterior puede oscilar entre 20.000-60.000 €/ha, para restauración geomorfológica, y 1.000-10.000 €/ha, en una zona incendiada o en la que se realicen mejoras del ecosistema. Esta heterogeneidad en el reporte de superficies, estado previo a la restauración de espacio, sumado a que en los proyectos generalmente se restaura más de un grupo de ecosistemas, como ya se ha indicado, complica el deseado cálculo de coste de restauración por hectárea de tipo de ecosistema. Es muy posible que esta expectativa sea demasiado reduccionista y fuera más apropiado cruzar el tipo de ecosistema con el estado previo a la restauración y, a partir de ahí, empezar a desarrollar un estudio de costes que contemple 2-4 categorías con las causas de perturbación más frecuentes por cada grupo de ecosistemas. Para realizar un estudio con este objetivo, sería necesaria una interacción más intensa y específica con los profesionales implicados en cada proyecto para poder acotar mejor esta enorme casuística.

Todo lo anterior no debe quitarle valor al hecho de haber recopilado el presupuesto y superficie de más de 80 casos prácticos. A falta de un estudio más amplio y detallado, el lector puede seleccionar los casos que se aproximen a su espacio objeto de restauración y valorar de forma específica el orden de magnitud del coste por hectárea restaurada.

A este respecto, se recomienda la consulta de algunas fuentes de información específica. Por ejemplo, Dietzel y J. (2015) realizan un informe sobre los costes de determinadas medidas/acciones de restauración basado en el análisis de proyectos LIFE. Una aproximación más pragmática para estimar costes, ya que, efectivamente, la clave no es tanto el tipo de espacio a restaurar, sino su estado previo al desarrollo del proyecto y las acciones necesarias para restaurarlo. Otra fuente muy exhaustiva en la que se puede encontrar mucha información relativa a la restauración de ecosistemas es el Estudio de Impacto que realiza la Comisión Europea en paralelo a la redacción de la propuesta de Reglamento sobre la Ley de restauración de la naturaleza, con fecha 20 de junio de 2022. Consta de 12 partes y más de 800 páginas (Comisión Europea, 2022). Aquí no sólo se puede encontrar información de costes de restauración, sino también sobre los beneficios de restaurar. El problema radica en que son datos muy generales, ya que la escala de trabajo es el territorio de la propia Unión Europea y resulta difícil aislar costes específicos.

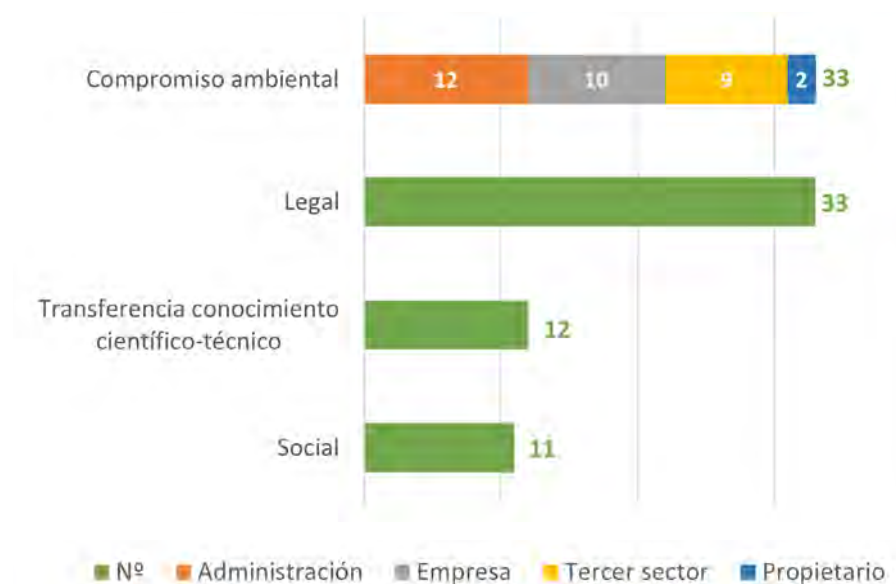
Dada la demanda por parte de legisladores y gestores de este tipo de información, parece que lo lógico es que cada vez se desarrollen nuevos repositorios con más y mejor información sobre los costes de restauración. Hay un aspecto que se está desarrollando, pero debería crecer más rápido, en paralelo a los costes, y son los beneficios que se obtienen en forma de servicios ecosistémicos fruto de restaurar ecosistemas y espacios degradados.

Motivación para desarrollar un proyecto de restauración

El apartado dedicado a la motivación para desarrollar el proyecto en el formulario era un campo abierto de texto. Esto ha producido que se trate de un apartado muy heterogéneo y de síntesis compleja. Se ha optado por establecer cuatro grupos que se explican a continuación (*figura X*):

- **Legal.** Proyectos desarrollados a raíz de algún cumplimiento legal. Cuando estaban las empresas como promotoras, generalmente se trataba de dar cumplimiento a declaraciones de impacto ambiental u otras legislaciones

ambientales vinculadas a su actividad (restauración de espacios mineros, por ejemplo). Cuando es la Administración, generalmente se trata de dar cumplimiento a legislación relacionada con espacios y/o especies protegidas. Se debe recordar que, cuando una especie está catalogada como vulnerable o en peligro de extinción, la autoridad competente debe tomar cartas en el asunto y desarrollar los planes de conservación y recuperación respectivamente (*Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas*). Por ejemplo, este podría ser el caso del visón europeo (LIFE Territorio visón-restauración del río Arga). También en espacios naturales protegidos sus herramientas de gestión pueden obligar a conseguir determinadas metas en cuanto al estado de conservación de su territorio (por ejemplo, la restauración de bosques de ribera en el parque natural del río Turia).



➤ **Figura X.** Frecuencia de motivación para desarrollar los proyectos de restauración incluidos en esta valoración (n = 90). Las categorías se explican en el texto. La barra más frecuente, correspondiente al compromiso ambiental, se desglosa en función de la entidad que lo adquiere.

- **Compromiso ambiental.** Dentro de las políticas ambientales de una entidad, puede adquirir determinados compromisos que propician el desarrollo y participación en proyectos de restauración. En el caso del tercer sector (asociaciones, fundaciones, etc.) puede estar contemplado en sus fines como entidad o en sus propios estatutos. En el caso de las empresas privadas, puede formar parte de sus políticas ambientales o de responsabilidad social. En el caso de la Administración, aquí no ha sido sencillo delimitar entre lo legal y el compromiso ambiental, dado que el desarrollo de una estrategia (restauración de ríos, lucha contra la desertificación, etc.) se ha considerado compromiso. La compra de terrenos en espacios naturales protegidos y su restauración, así como acometer la restauración de espacios de uso público, también están incluidos en este apartado. Dentro de este apartado cabe destacar dos casos en los que la motivación de restaurar tiene su origen en el propietario del espacio en cuestión: Chico Méndez y viñedos regenerativos.
- **Transferencia de conocimiento científico-técnico.** En este grupo están los proyectos cuyo origen se produce en centros de investigación (universidades y organismos públicos de investigación [OPI]) con la vocación de poner en práctica conocimientos científicos o técnicos. Cabe destacar su relevancia dentro del conjunto, lo que indica un gran compromiso por parte de este sector.
- **Social.** Este último grupo se ha reservado para aquellos proyectos en los que el proceso se pone en marcha fruto de una iniciativa social. Este/ os colectivo/s interpreta/n que hay que mejorar su entorno, su calidad de vida, su patrimonio cultural y/o natural y la restauración puede ser la herramienta que lo permita. Estos movimientos pueden surgir por alarma social ante la propia degradación de un espacio, o por malos resultados de proyectos previos de restauración que no alcanzaron sus objetivos y hacen que el espacio siga degradado, generando frustración por parte de los usuarios del territorio.

Destacar que en ningún caso se ha restaurado un espacio por motivos económicos. No se ha mencionado en ningún caso práctico, ni siquiera como una razón secundaria. Esto es llamativo y debe invitar a la reflexión. Parece que en la relación del hombre con la naturaleza prima la afectividad y el altruismo. Es posible que todavía se carezca de información clara y solvente que garantice o certifique los beneficios de los servicios de los ecosistemas que se incorporan al restaurar un espacio. En este campo queda mucho por recorrer, aunque todos los grupos de interés se muestran muy interesados en estos aspectos, luego también es de esperar que se produzcan avances y cambios profundos en esta materia.

Objetivos de restauración

En el formulario se solicitó que se situara el proyecto en el continuo de actividades para mejorar y restaurar el entorno (Gann *et al.*, 2019). En 11 proyectos se reportaron 2 categorías, y en 1 se reportaron 3, por lo que la suma de reportes (n = 103) superó al número de casos prácticos (n = 90). La mitad de los casos identifican que están ejecutando una restauración ecológica. El resto de las categorías se reparten la otra mitad en porcentajes similares (*figura XI*). La reducción de impactos se identifica en proyectos desarrollados en agroecosistemas y medios

urbanos/periurbanos. También se identifica en proyectos derivados de declaraciones de impacto ambiental, donde pueden ser medidas de mitigación a un efecto ambiental negativo. Esta tendencia continúa en la categoría de remediación, mientras que en la rehabilitación los escenarios cambian, aparecen espacios mineros, humedales, ríos y zonas incendiadas, donde alguna limitación les impide la plena restauración. En el resto de los casos se interpreta que se consigue o se dirige el escenario hacia su restauración ecológica completa.



➤ **Figura XI.** Porcentajes de los objetivos reportados en los casos prácticos según el continuo de actividades para mejorar y restaurar el entorno.

Acciones desarrolladas para la restauración del espacio degradado

Se han reportado un total de 410 acciones de restauración en los 90 casos prácticos analizados. La redacción fue muy heterogénea, por lo que se ha realizado una labor de clasificación en dos fases. En una primera se han identificado 48 tipos de acciones de restauración y, posteriormente, en una segunda clasificación, se han establecido 10 grupos de acciones (**tabla II**). Se ha juzgado relevante considerar por separado las acciones relacionadas con el acceso o entrada al espacio a restaurar del resto de las acciones relacionadas con la reparación y/o construcción de infraestructuras. No se trata de una acción, pero se ha incluido la sucesión secundaria. Resulta relevante incluirla cuando se adopte —lo que debería hacerse en la totalidad de los casos en que fuera posible— como uno de los principios de la restauración ecológica. Esta no acción, o mejor dicho dejar que el sistema actúe por sí mismo, también se ha considerado porque hay proyectos que se basan exclusivamente en este principio y su monitorización.

Grupo	n.º	%
Revegetación/gestión de la vegetación	141	34 %
Geomorfología y suelos	54	13 %
Accesos, limpieza e infraestructuras	46	11 %
Fauna	45	11 %
Socioeconomía	36	9 %
Prácticas agropecuarias	28	7 %
Humedales, ríos y arroyos	27	7 %
Control de especies alóctonas	23	6 %
Enclaves singulares	5	1 %
Sucesión secundaria	4	1 %
Total general	409	100 %

Tabla II. Grupos de acciones de restauración identificadas en los casos prácticos.

Accesos, limpieza e infraestructuras

Aquí se incluyen 5 acciones de restauración relacionadas con la limpieza del escenario, construcción o arreglo de accesos, construcción/restauración o la contraria, eliminación de infraestructuras, así como el balizamiento y/o vallado para gestionar adecuadamente el escenario de restauración (**tabla III**). La restauración de edificaciones generalmente está vinculada a la creación de espacios para la educación ambiental. Por el contrario, la eliminación de infraestructuras está relacionada con usos pasados del espacio y que en el momento de la restauración resultaban obsoletas.

Accesos, limpieza e infraestructuras	Total
Balizamiento y protección (para evitar herbivoría/insolación/uso público)	16
Construcción/arreglo de accesos	11
Eliminación de infraestructuras obsoletas	6
Limpieza y gestión de residuos	7
Restauración/construcción de infraestructuras (casas, almacenes, puentes, muros)	6
Total	46

Tabla III. Tipos de acciones de restauración dentro del grupo: accesos, limpieza e infraestructuras.

Sucesión secundaria

Tras el diagnóstico y establecimiento del ecosistema de referencia, hay que fijar objetivos concretos y medibles que permitan llevar el espacio degradado hacia el ecosistema de referencia. Para alcanzar los objetivos resulta necesario establecer las técnicas o acciones que se van a aplicar sobre el escenario. Una vez que los factores de perturbación dejan de actuar o se gestionan adecuadamente, si la capacidad de recuperación de sistema permanece, la propia sucesión secundaria debería ser suficiente para que el sistema evolucione en la dirección adecuada. De hecho, este es el enfoque de la restauración ecológica: orientar el espacio en esta situación/dirección y aprovechar esta inercia natural en beneficio del proyecto de restauración. Sólo en 4 de los 90 casos reportados se sigue esta opción. Es muy posible que, por evidente, este proceso dinámico y continuo de los ecosistemas no se mencione entre las acciones empleadas, o no se interprete como una acción, dado que no lo es, pero resulta necesario explicar si se toma esta decisión, para entender adecuadamente el proyecto.

Acciones relacionadas con restauración de la geomorfología y/o de los suelos

En diversos casos se han restaurado espacios mineros, canteras o vertederos, lo que ha producido alteraciones de la topografía por el desarrollo de grandes movimientos de tierra. Según la ambición y objetivos del proyecto, se han desarrollado desde acciones para garantizar la seguridad, evitando desprendimientos y riesgo de caídas, hasta la restauración geomorfológica completa del escenario. También se han incluido aquí las técnicas empleadas para proporcionar suelo en caso de que fuera inexistente (tecnosuelos mediante mezclas de coluviones, extendidos de tierra vegetal), así como las enmiendas que se han realizado al suelo para mejorar su fertilidad (aporte de restos orgánicos, mantillos) o mejorar su grado de compactación y/o capacidad de retención hídrica. También se incluyen las técnicas encaminadas a reducir la erosión para evitar la pérdida del suelo, fundamentalmente basadas en técnicas de bioingeniería: mantas, mallas y geoceldas, principalmente, aunque en el caso histórico de Sierra Espuña y en el del incendio de Liétor se reporta la construcción de estructuras transversales a la pendiente para contener la erosión, tales como bancales y diques de ladera (**tabla IV**).

Resulta llamativo que las técnicas relacionadas con la restauración del suelo se centren en la parte abiótica: compactación, capacidad de retención hídrica, contenido en materia orgánica, otros nutrientes, etc. Pero no se incluye la parte biológica del suelo. Para que el conjunto sea funcional, es imprescindible la participación de bacterias, algas, hongos y todo un conjunto de animales (nemátodos, anélidos, microartrópodos, etc.).

Grupo de geomorfología y suelos	Total
Movimientos de tierra, nuevos perfiles, restauración geomorfológica	22
Tecnosuelos (mezclas de coluviones, compost y otros elementos), tierra vegetal, restos de talas y desbroces para extender suelo	14
Bioingeniería para frenar la erosión (mallas, mantas, geoceldas, fajinas, etc.)	11
Descompactación y aporte de rugosidad al sustrato del sustrato	4
Enmiendas para inmovilizar/neutralizar contaminantes del suelo; medios de confinamiento de contaminantes en el suelo naturales (fajinas)	2
Enriquecimiento de microbiota	1
Total	54

Tabla IV. Acciones de restauración relacionadas con la geomorfología y suelos.

Revegetación y gestión de la cobertura vegetal

Casi el 35 % de las acciones reportadas corresponden a este grupo, y en particular a las siembras y plantaciones que agrupan el 20 %. De hecho, sólo en 13 casos prácticos no se realiza alguna de estas dos actividades (**tabla V**). Efectivamente, uno de los efectos negativos de los espacios perturbados que mayor alarma social provoca es la presencia de suelos desnudos, sin vegetación, pues el observador lo interpreta como una herida infligida en el territorio. La restauración de la cubierta vegetal es la acción más extendida para eliminar este indeseado efecto negativo. La Sociedad para la Restauración Ecológica (en adelante, SER) recomienda, de forma reiterada, cuidar el origen del material biológico que se va a emplear en el proyecto de restauración. Descuidar este aspecto puede suponer añadir nuevos problemas, desde introducir especies alóctonas desde el punto de vista local, hasta introducir variedades de especies nativas diferentes a las locales, lo que puede provocar hibridación entre ambas variedades erosionando el genotipo local, con la correspondiente pérdida de biodiversidad, entre otros efectos. A este respecto cabe destacar cómo diversos proyectos reivindican la recolección de semillas locales. Incluso en proyectos cuya singularidad o envergadura lo permite se han desarrollado viveros para la producción de planta en base a semillas locales.

Parece que la restauración de la estructura de la cubierta vegetal y su gestión es el principal foco de actuación y preocupación en los casos prácticos reportados. Resulta evidente que restaurar las comunidades de productores primarios es una labor de suma importancia, pero igualmente importante es identificar si ese espacio está capacitado para acoger a estos organismos. Cabe preguntarse si en el diagnóstico ecológico se ha identificado que la dispersión y llegada de propágulos, semillas en este caso, es un factor limitante del espacio a restaurar. A veces no es así, luego cabe plantearse si muchas plantaciones constituyen una acción encaminada a acelerar los objetivos de restauración. También existen dudas a este respecto, sobre si la disponibilidad de semillas no es limitante y sobre si al realizar siembras y/o plantaciones se establece una cubierta vegetal funcional y estructuralmente mejor que otra que se deja en manos de la sucesión. Por otro lado, surge la reflexión sobre si la ausencia de vegetación en un espacio es consecuencia de unas características del suelo, tanto bióticas como abióticas, incompatibles con una cubierta vegetal. Indudablemente hay casos en los que este factor es limitante y resulta necesario actuar.

Aquí hemos incluido el caso de los corales, en el que, a pesar de no ser vegetales sino animales, sí que se produce un manejo similar, al requisarse fragmentos, cuidarlos en acuario y, posteriormente, realizarse su reimplantación para restaurar poblaciones de este organismo. La técnica de las plantaciones se diversifica para incrementar su eficiencia, como sería el caso de la generación de microcuencas en los alcorques para captar más agua, técnica empleada en medio semiárido. También se incluyen riegos de implantación para disminuir la mortalidad.

Además de estas técnicas dedicadas a añadir individuos, también son frecuentes otras cuyo objetivo es gestionar la cubierta vegetal existente. En ocasiones, una densidad excesiva de árboles recomienda un resalveo para propiciar y acelerar el desarrollo adecuado de la masa forestal; en otras, se realizan desbroces de matorral para preparar el terreno antes de la plantación de especies generalmente arbóreas. Se han separado estos desbroces de los que tienen como objetivo prevenir incendios o eliminar vegetación leñosa para favorecer la heterogeneidad y diversidad de comunidades vegetales.

En los diversos casos de incendios, unas veces se apea la vegetación muerta, quemada tras el incendio, mientras que otras se mantiene. También se aplican tratamientos para evitar plagas forestales postincendio. Relacionado con la prevención de incendios, además, se realizan quemas prescritas para eliminar combustible, rompiendo su continuidad, y evitar así que se propaguen incendios que alcanzan grandes dimensiones.

Por último, existe un caso en el que se reporta la eliminación de arbolado y otra vegetación leñosa para restaurar el hábitat de la alondra de ricotí (*Chersophilus duponti*), especie propia de espacios abiertos. Una vez más, conviene reforzar la idea de lo contradictorias que pueden resultar las técnicas y acciones empleadas en función de los objetivos del proyecto.

Grupo de revegetación y gestión de la cubierta vegetal	Total
Alcorques con microcuenca	1
Apeo de vegetación quemada tras incendio	3
Corta y eliminación de arbolado	1
Creación de viveros in situ/ex situ para la producción de individuos y su reintroducción/plantación	6
Desbroces para generar claros de vegetación para favorecer la heterogeneidad ambiental o evitar incendios	8
Plantaciones	53
Quemas prescritas	5
Recolección material biológico in situ (semillas generalmente, pero también corales)	11
Riego (plantaciones)	4
Siembras	30
Trabajo de mejora forestal (resalveos, desbroces, etc.) para plantaciones o mejora de masas	17
Tratamiento de plagas tras incendio	2
Total	141

Tabla V. Acciones y técnicas de restauración empleadas dentro del grupo relativo a la revegetación y gestión de la cubierta vegetal del escenario de restauración.

Prácticas agropecuarias

Otro grupo se ha reservado a las prácticas agropecuarias (**tabla VI**). Aquí se incluyen acciones relativas a manejo de ganado con distintos objetivos: i) mejora de pastizales; ii) mantener espacios abiertos de vegetación; iii) mantener lagunas; iv) control de flora arvense; y v) eliminar combustible y riesgo de incendio. Por otro lado, se han considerado las acciones encaminadas a recuperar prácticas tradicionales tanto agrícolas como ganaderas, encaminadas hacia la producción ecológica y/o en extensivo. De nuevo se dispone de una práctica y su contraria, como sería la recuperación y eliminación de prácticas agropecuarias. Revertir la intensificación de estas prácticas también ocupa un espacio en este grupo, fundamentalmente para reducir el uso de fitosanitarios y reservar espacios para la biodiversidad como en linderos u otras zonas.

Grupo de prácticas agropecuarias	Total
Revertir la intensificación en cultivos agrícolas, incluye la disminución de fitosanitarios	5
Eliminación de prácticas agrícolas/ganaderas	3
Manejar el ganado para mejora de pastizales, mantener espacios abiertos, mantener lagunas, controlar flora arvense, eliminar combustible y riego de incendio	11
Recuperación de prácticas agrícolas	1
Recuperación de prácticas agropecuarias tradicionales: ganadería, cultivo ecológico, cultivo extensivo	8
Total	28


Tabla VI. Acciones y técnicas de restauración incluidas en el grupo de prácticas agropecuarias.

Acciones relacionadas con humedales, ríos y arroyos

Se han identificado grupos de acciones y técnicas relacionadas específicamente con la restauración de humedales, ríos y arroyos. En lo relativo a humedales, se incluyen acciones que permiten la reinundación de láminas de agua. Al tratarse de espacios que en ocasiones fueron desecados hace décadas, la restauración de la lámina de agua ha implicado la construcción de pequeños diques, reperfilados del terreno y/o eliminación de drenajes. En una laguna se realizó una enmienda para disminuir la contaminación por salinización, a fin de mejorar la calidad del agua. También se ha reportado la necesidad de decapados y siegas para el correcto mantenimiento de un humedal.

En lo relativo a ríos y arroyos, la principal acción ha sido la eliminación de barreras longitudinales y/o transversales para restaurar la conectividad y recuperar regímenes hidrológicos naturales, o lo más naturales que el proyecto permita. Se incluye la instalación de escalas de peces. Nuevamente se han reportado actividades contrarias, en este caso la instalación de estructuras transversales en arroyos (albarradas y diques de mampostería) con el objetivo de contener la erosión.

Grupo de acciones relativas a humedales, ríos y arroyos	Total
Reinundación/restauración de láminas de agua (incluye la construcción de diques, reperfilado del terreno)	14
Restauración longitudinal y/o transversal del cauce de río (eliminación de obstáculos); escalas de peces	8
Construcción de estructuras transversales en arroyos (albarradas y diques de mampostería)	3
Mantenimiento de la vegetación del humedal, siegas y decapados	1
Enmienda de contaminación acuática (salina)	1
Total	27

 **Tabla VII.** Grupo de acciones o técnicas relativa a la restauración de humedales, ríos y arroyos.

Acciones relativas a la gestión de la fauna

Una acción bastante frecuente es la instalación de refugios o sustrato para la reproducción, que atrae a determinados grupos faunísticos que se consideran de interés. Cajas nido, para favorecer las poblaciones de aves forestales e insectívoras, y cajas para murciélagos para favorecer este grupo insectívoro son las más frecuentes.

Se ha incluido en este grupo una actividad recurrente, que sería la restauración y/o creación de puntos de agua mediante abrevaderos y/o charcas. Esta actividad está orientada a la fauna, para que disponga de agua o un espacio de reproducción en el caso de los anfibios. En un proyecto se reporta el control de las poblaciones de jabalí y en otro las de ciervo, que se consideran excesivas, con la consiguiente desestructuración de las redes tróficas.

Por último, se han separado las acciones relacionadas con el servicio ecosistémico de la polinización. En dos ocasiones se utilizaban colmenas de abejas de la miel para favorecer este servicio. Acción ciertamente controvertida, ya que puede ir en detrimento de las poblaciones locales de polinizadores silvestres. En otras dos ocasiones se realizan labores de revegetación considerando especies y cobertura, de manera que este grupo faunístico se vea favorecido gracias a generar un hábitat de alimentación y refugio apropiado (**tabla VIII**).


Grupo de acciones relacionadas con fauna	Total
Control de poblaciones de fauna (jabalíes y ciervos)	2
Instalación de refugios/estructuras para favorecer la presencia de fauna	24
Introducción de grandes herbívoros alóctonos sustitutos de especies nativas desaparecidas	1
Plantaciones y otras técnicas específicas para favorecer polinizadores (dos casos de colmenas)	4
Reintroducción de especies carroñeras para completar redes tróficas	1
Restauración/construcción de puntos de agua (abrevaderos y charcas seminaturales)	13
Total	45

 **Tabla VIII.** Grupo de acciones y técnicas orientas a la gestión de la fauna.

Socioeconomía

En este grupo se han incluido las acciones encaminadas a interaccionar con la población, ya sea mediante procesos participativos para la toma de decisiones en el mismo proyecto, por la participación de la sociedad mediante voluntariado en la ejecución del proyecto o para la divulgación del proyecto y educación ambiental. Además, se han incluido acuerdos de custodia realizados para garantizar la persistencia en la zona restaurada o actividades encaminadas a reactivar económicamente la zona, como productos o servicios producidos/desarrollados en el área restaurada; dentro de estas actividades se incluye el turismo (**tabla IX**). Parte de estas actividades estaban reservadas a otras partes del formulario que se remitía para recabar los casos prácticos (Participación de los grupos de interés), luego es muy posible que esta situación haya producido que este tipo de acciones estén francamente subestimadas. Se ha considerado más correcto mantener esta información tal y como ha sido implementada por los actores que desarrollaron los proyectos.

Grupo de acciones relacionadas con la población/sociedad	Total
Divulgación/educación ambiental	18
Iniciativas para generación de actividad económica vía servicios o productos (incluye turismo)	5
Voluntariado/participación activa de la sociedad en la ejecución	5
Acuerdos de custodia	4
Participación ciudadana/técnicas participativas	4
Total	36

 **Tabla IX.** Grupo de acciones relacionadas tanto con la participación ciudadana como con la reactivación del tejido económico de la zona restaurada.

Control de especies alóctonas

En 23 ocasiones se han mencionado acciones encaminadas al control de especies alóctonas, mayoritariamente de flora, pero también en algunos casos de fauna (galápagos alóctonos). También se han recogido 3 casos de uso de herbicidas para la eliminación de especies de flora alóctona invasora (*Cortaderia selloana*, *Carpobrotus edulis* y *Agave americana*, entre otras).

Enclaves singulares

Por último, en 5 ocasiones se mencionan acciones particulares fundamentalmente de conservación de elementos singulares dentro del área de restauración, ya sea por tratarse de especies amenazadas/protegidas o consideradas de interés por algún motivo.

Perfiles profesionales implicados

Los perfiles profesionales implicados en los proyectos de restauración son, en su mayoría, los que tradicionalmente han liderado este tipo de proyectos desde sus inicios, como biólogos, ambientólogos e ingenieros de montes. No obstante, se están diversificando al incorporar perfiles de muy diferentes ámbitos que incrementan la heterogeneidad de los grupos multidisciplinares, contribuyendo a que la restauración ecológica sea verdaderamente holística. Entre estos perfiles se pueden destacar: paisajistas, geógrafos, sociólogos, arquitectos, ingenieros agrónomos (agroecosistemas) y de minas (casos de minería), licenciados en derecho y ciencias económicas, periodistas, etc.

Además de estos perfiles generalmente universitarios, se han reportado otros muchos, abriendo de nuevo el tipo de conocimiento con la experiencia de los participantes: agentes, capataces y peones forestales, agentes medioambientales fluviales, agricultores, ganaderos, pescadores, carniceros, bomberos forestales, buzos, maquinistas de *bulldozer*, retroexcavadora u otra maquinaria, etc.

En el proceso de revisión de los casos se pudo advertir que, en la mayoría de los proyectos, sólo se incluían los perfiles profesionales implicados en el diseño y no los profesionales encargados de su ejecución. Este hecho se comentó con los autores de las fichas y se les invitó a incluir también este tipo de perfiles, dado que se considera que es una parte fundamental en la consecución de los objetivos de los proyectos y que, en la mayoría de los casos, necesitan una formación específica para abordar la ejecución de estos trabajos.


Participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Bajo este epígrafe se intentaba identificar si en el seno del proyecto se habían empleado dinámicas participativas en todas o alguna de las fases del proyecto. Se trataba de un campo de redacción libre en el que, en muchos casos, se ha detectado que se confunde la gestión participativa con voluntariado, incluso con actividades de divulgación/educación ambiental, aspecto que se ha corregido para su descripción (*tabla X*). No obstante, se ha mantenido el contenido de este apartado tal y como los autores lo cumplimentaron en la ficha del caso práctico. A pesar de que en algunos casos los grupos de interés, en principio, son socios del proyecto (propietario de los terrenos, autoridad ambiental, equipo de restauración, etc.), generalmente no tiene por qué ser así, hay que hacer un estudio para determinar todos los grupos susceptibles de incorporarlos a estos procesos. El siguiente paso sería identificar los posibles conflictos entre los distintos grupos y sus intereses, para pasar a abordar la búsqueda de soluciones de consenso, manteniendo las prioridades de restauración del espacio en cuestión. Actualmente está constatado que las dinámicas participativas entre los grupos de interés relacionados con el proyecto pueden implicar mejoras:

- Se integra el conocimiento local.
- Objetivos alineados o compatibles con las expectativas de los usuarios (consensuados).
- Aceptación del proyecto por parte de los grupos de interés.
- Viabilidad del proyecto a medio y largo plazo.

Bien es cierto que para poder desarrollar adecuadamente estas técnicas es recomendable que las apliquen profesionales en la materia (sociólogos principalmente), y eso requiere un proyecto de cierta entidad presupuestaria. Esta sensibilidad es creciente, como apunta el hecho de que casi la mitad de los proyectos han acometido este tipo de actividades.

Participación de grupos de interés	
No	52 %
Sí	48 %

 **Tabla X.** Porcentaje de casos prácticos en los que se han desarrollado procesos participativos.

Seguimiento y mantenimiento

En los distintos proyectos se han realizado labores de seguimiento de las acciones realizadas. Desde lo más sencillo, que sería el conteo de marras y su reposición en una plantación, hasta sistemas de indicadores para verificar que los procesos ecológicos intervenidos se desarrollan o evolucionan adecuadamente. El gradiente de actividades de seguimiento es enorme. Es un campo que conviene desarrollar para que se pueda valorar objetivamente la bondad del proyecto de restauración. Como se ha indicado en metodología, desde el objetivo general se establecen objetivos particulares que llevan asociadas las acciones de restauración (debe recordarse que la sucesión secundaria puede ser una de las mejores opciones cuando es posible) y se deben diseñar indicadores para evaluar la eficacia de la acción. De esta forma, se identifican las posibles desviaciones y se pueden corregir de forma temprana, así como incorporarse a las lecciones aprendidas. Así, la práctica de la restauración ha de incorporar estas experiencias para continuar su progreso basado en los datos objetivos extraídos de las mismas. Este extremo se comenta porque en algunos casos se justifica que no se realiza el seguimiento de determinada acción al asumirse que, una vez ejecutada, va a funcionar correctamente. El papel lo aguanta todo, por lo que los datos son necesarios, en general, para refrendar estas aseveraciones.

Respecto al mantenimiento, se pretendía evaluar tanto la existencia o no de un plan de mantenimiento como si se estaba implementando la gestión adaptativa en el proyecto. Esta segunda parte no ha sido posible, ya que las respuestas que contemplaban esta parte han sido minoritarias. En el 78 % de los casos prácticos presentados se establece algún tipo de mantenimiento (en el 21 % no se establecen labores de mantenimiento y un caso concreto se remite a la autoridad ambiental responsable, pero que no es socia del proyecto, por lo que se desconoce si se ha desarrollado o no). Uno de los mayores éxitos que puede tener un proyecto de restauración ecológica es haber encauzado adecuadamente el sistema para que pueda seguir su trayectoria por sí mismo, dejando que sea la propia sucesión natural la que lleve a término el proceso de autorreparación. Algunos proyectos no tienen mantenimiento por este motivo, por ejemplo, en el caso de intervenciones en un río donde se han eliminado barreras transversales y/o longitudinales. Como decía el doctor García Jalón, «deja que el río haga su trabajo». Una vez eliminadas las perturbaciones, debe ser el propio ecosistema el que se reconfigure, aunque realizar el seguimiento de que esto se produce siempre será de mucha utilidad. En otros casos en los que no se ha realizado mantenimiento, se debe a un problema de plazos, desgraciadamente más frecuente. En estos casos, la planificación del proyecto cuenta con financiación hasta terminar la ejecución del proyecto, por lo que resulta inviable la fase de mantenimiento en caso de que fuera necesaria. Este es un problema recurrente en los proyectos de restauración: los plazos. Las

dinámicas temporales de los proyectos con máximos de 3-4 años están alejadas de los tiempos que necesitan los ecosistemas para reajustarse. No acompañar este proceso supone una pérdida de información tremenda, se podría decir que inasumible, constituyendo uno de los puntos débiles de la aplicación de esta metodología para recuperar espacios degradados.

Desviaciones y lecciones aprendidas

Que se produzcan desviaciones en los proyectos de restauración ecológica es lo normal. Como se ha indicado, al trabajar con ecosistemas, que constituyen sistemas tremendamente complejos por el número de elementos que los componen, por las condiciones ambientales y por las interacciones que se establecen, la incertidumbre es muy elevada. Por este motivo, se plantea la gestión adaptativa como una herramienta necesaria para gestionar esta incertidumbre. Por el contrario, en otros ámbitos las desviaciones se pueden interpretar como errores de diseño, gestión o ejecución. Quizá este sea uno de los motivos por lo que no se han reportado desviaciones en un 45 % de los casos (*tabla XI*).

Se esperaba que, vinculadas a las desviaciones, podrían surgir lecciones aprendidas, y resulta curioso cómo en más casos se han reportado lecciones aprendidas que desviaciones. Poco que comentar de este apartado más allá de recomendar siempre su lectura al consultar un caso práctico. Se hizo mucho hincapié a los redactores en este aspecto, al igual que al preparar los capítulos del libro, dado que las indicaciones que se pueden hacer desde la experiencia práctica siempre son muy útiles, tanto de lo que ha funcionado como de lo que no.

Desviaciones	Lecciones aprendidas	
Sí	51 %	58 %
No	49 %	42 %

Tabla XI. Porcentaje de casos prácticos en los que se han reportado desviaciones y lecciones aprendidas respectivamente. procesos participativos.

Sistemas de control y certificación

En este apartado del formulario se solicitaba información relativa a si se había utilizado algún sistema de estándares o certificación para validar el proyecto. Entre los profesionales del sector existe cierta inquietud y opiniones encontradas sobre la necesidad de poder certificar proyectos desarrollados mediante restauración ecológica, o incluso que un profesional se pueda certificar. La SER ofrece un sistema internacional para la certificación de profesionales. En la actualidad trabaja en la certificación de proyectos y, curiosamente, el proyecto piloto es la restauración de un bosque mediterráneo en España. Dispone, a su vez, de estándares para la restauración de espacios mineros y sobre la gestión de semillas. La SER, junto con WWF, también dispone de estándares para la restauración de bosques. Hay certificadoras internacionales que pueden certificar proyectos; una de las reportadas en los casos prácticos es [Preferred by Nature](#).

Muchos autores de casos prácticos indican que siguen los principios y estándares de la SER (Gann *et al.*, 2019). Sería recomendable trabajar en esta dirección, es decir, en la certificación, ya sea de profesionales como de proyectos, porque de cara a agentes externos al sector ambiental se les deben ofrecer garantías sobre lo que están contratando si lo que desean es la restauración ecológica. En los casos recopilados se distribuye a partes iguales el porcentaje que ha utilizado algún sistema de control o certificación y el que no.

Se podría ir más allá de las propias certificaciones, al pensar en cómo se puede/debe contratar la restauración ecológica, porque hoy en día no existen términos de referencia (TOR) que permitan diseñar pliegos de prescripciones técnicas en licitaciones, por ejemplo. Es un reto que el sector debe abordar cuanto antes y que seguro habrá que empezar a desarrollar de forma sectorial.

Persistencia en el espacio restaurado

Otro dato de sumo interés es conocer si, más allá de la ejecución del proyecto de restauración, existe alguna forma o mecanismo de persistencia en la zona de manera que se pueda monitorizar o seguir la evolución del escenario a largo plazo. Se ha comentado en repetidas ocasiones que la restauración de ecosistemas es un proceso lento, con escalas muy dilatadas en comparación con las dinámicas de los proyectos que suelen durar 3-5 años. Estos plazos son insuficientes para alcanzar los objetivos finales de restauración. Tras el incendio de un bosque maduro no se puede pretender que en 3-5 años otro bosque prospere sobre el escenario. Se pueden

desarrollar diferentes acciones en función del diagnóstico ecológico, pero volver a tener un bosque requiere décadas, incluso más de un siglo si se trata de bosques maduros. Por este motivo, surge la preocupación de disponer de algún mecanismo de persistencia en el escenario que permita verificar que el ecosistema progresa en la dirección adecuada y, en caso de que se produzcan desviaciones, poder emprender nuevas acciones.

Los resultados se presentan en la *tabla XII*, donde se señalan los casos que sí indicaron mecanismos de persistencia respecto a los que no. Por otro lado, se ordenaron y clasificaron las justificaciones en cuatro grupos. La más frecuente resulta de indicar que el espacio es de titularidad pública, lo que puede justificar responsabilidad con el espacio restaurado. Estar incluido en un espacio natural protegido sería el segundo motivo de persistencia. De nuevo, hay en este caso una responsabilidad pública de los gestores del espacio de velar por la calidad ambiental del espacio gestionado. Una herramienta cada vez más frecuente son los acuerdos de custodia del territorio, donde una entidad que no es titular del terreno llega a un acuerdo con el propietario, generalmente para velar por los valores ambientales del espacio custodiado. Por último, se reportan 4 casos en los que la titularidad recae sobre un particular y este propietario se compromete con la viabilidad a largo plazo del proyecto. Un mismo caso práctico puede indicar más de una justificación, por lo que entre los 70 casos se han contabilizado un total de 99 justificaciones.

Persistencia	n = 90
Sí	70 (78 %)
No	20 (22 %)
Justificación de la persistencia	n = 70
Titularidad pública	49
Espacio natural protegido	28
Acuerdos de custodia del territorio	18
Propiedad privada	4
Total de justificaciones reportadas	99


Tabla XII. Valoración de la persistencia en los casos prácticos (número de casos y porcentaje), así como mecanismos que justifican la persistencia (véase el texto para una mejor interpretación de los resultados).

Marco legal

Se solicitó identificar la legislación que sirvió de marco para desarrollar el proyecto. Sólo 6 casos dejaron sin responder este apartado. Se indicaron un total de 259 herramientas de gobernanza en los 84 casos. Como es lógico, bastantes se repetían entre unos casos y otros, aunque el número total de herramientas de gobernanza alcanzó la cifra de 166 diferentes.


En lo referente al ámbito de aplicación de las diferentes herramientas, destaca el ámbito autonómico; se debe recordar que sobre las comunidades autónomas recaen la mayoría de las competencias en medioambiente, seguidas a mucha distancia por el ámbito nacional. De forma singular, aparece una referencia a legislación chilena en el [caso Nonguén](#), desarrollado en la región del Biobío. Cabe destacar que la legislación citada de forma más recurrente es la relativa a la Red Natura 2000, compuesta por las Directivas Hábitats (92/43/CEE) y Aves (*Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres*), mencionadas en 37 ocasiones.

Ámbito	Número
Autonómico	95
Nacional	46
UE	19
Mundial	3
Local	2
Chile	1
Total	166

 **Tabla XIII.** Ámbito de las diferentes herramientas de gobernanza reportadas en los 84 casos prácticos.

El formato de las diferentes herramientas ha sido muy variado. El más abundante son las leyes, seguido de los decretos y reales decretos. Hay algunos apartados que incluyen referencias a otras herramientas de gobernanza tales como estrategias, convenios y planes de muy diversa índole.

Tipo de herramienta	Número
Ley	36
Decreto	27
Real Decreto	13
Planes	12
Plan de gestión (ENP)	10
Declaración de impacto ambiental	5
Orden	5
Directiva	5
Reglamento	5
Programa	7
Convenio	1
Estrategia	21
Varios	19
Total	166

 **Tabla XIV.** Clasificación de las herramientas de gobernanza reportadas según su tipología de documento.


Por último, se han clasificado las herramientas atendiendo a la temática que abordan. Se han considerado 11 grupos y una última que agrupa las casuísticas particulares (apartado: «Otros»). Destaca la relativa a espacios naturales protegidos, el agua (incluye costas), la biodiversidad y el ámbito forestal.

Temática/objeto de la legislación	Número
Espacios naturales protegidos	32
Agua	22
Biodiversidad	20
Forestal	17
Incendios	10
Conservación y biodiversidad	8
Minería	7
Impacto ambiental	6
General medioambiente	6
Invasoras	4
Agropecuaria	4
Otros	30
Total	166

Recomendaciones

La práctica de la restauración suscita mucho interés, como lo corrobora la implicación de más de 275 entidades en este proceso de implementación de casos prácticos. La práctica necesita de esta retroalimentación del conocimiento adquirido en el desarrollo de los proyectos de restauración bajo la premisa de aprender haciendo. Resulta necesario desarrollar repositorios de casos prácticos, bien estructurados y organizados que permitan consultas rápidas y específicas. Se optimizaría el proceso de búsqueda de información práctica, que en muchas ocasiones está en la denominada «bibliografía gris» por sus problemas de acceso, de compleja consulta y con la incertidumbre continua sobre si se ha consultado toda la información disponible o, al menos, la más relevante.

Hoy en día existen plataformas de información que admiten datos de multitud de fuentes y formatos que podrían administrar toda esta información en formato abierto a la sociedad. No se debe olvidar que la restauración ecológica no es un gasto, sino una inversión, luego cualquier optimización del proceso supone un ahorro de costes y, por lo tanto, una mejora de la productividad. El mayor beneficio de la restauración de ecosistemas resulta en el incremento del capital natural, la biodiversidad y los servicios ambientales que ofrecen los espacios restaurados. Todos estos beneficios redundan en la sociedad en general, en su salud, en su calidad de vida y en su economía, por lo que conviene potenciarlos y promoverlos. Esperamos que tanto esta descripción de los resultados, como el porfolio de casos prácticos resulten de utilidad a los usuarios de este libro.

 **Tabla XV.** Temáticas de las distintas herramientas.

Bibliografía

Centro Nacional de Información Geográfica, 2018. Mapa de ocupación del suelo-CORINE LAND COVER. Ministerio de Transporte, Movilidad y Agenda Urbana. Disponible en la URL: <https://datos.gob.es/eu/catalogo/e00125901-spaignclc2018>, consultada en junio de 2023.

Comisión Europea, 2022. Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la restauración de la naturaleza. Disponible en la URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0304&from=EN> [Último acceso: 29 marzo 2023].

Dietzel, A. & J., M., 2015. Costs of restoration measures in the EU based on an assessment of LIFE projects, s.l.: Joint Research Center. European Commission.

Gann, G. y otros, 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. Restoration Ecology, 27(S1), pp. 1-46.

MITECO, 2005. Inventario Español de hábitats terrestres. Disponible en la URL: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/inb_intermedia.aspx [Último acceso: 3 abril 2023].

Mola, I., Sopeña, A. & de Torre, R., 2018. Guía práctica de restauración ecológica. Madrid: Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

ANEXO 1: CASOS PRÁCTICOS

Sara Nyssen¹, Cristina Sempere², Laura Santurde³

1 Consultora en restauración geomorfológica (Telluris Consultores)

2 Fundación Biodiversidad.

3 Ecoacsa.

En este anexo se presentan los formularios presentados por las distintas entidades autoras de los casos prácticos recibidos. Previamente, se añade un listado con todas las entidades participantes en los casos, tanto promotoras como socias, que se detallan por orden alfabético. Así como una matriz en la que se han cruzado las causas de perturbación y los ecosistemas/hábitats afectados que los autores asignaron en las fichas, identificando numéricamente los casos que resultan de dicho cruce.

El listado de casos, junto con su numeración y título completo, se ha organizado por orden alfabético en base a su nombre corto.

Finalmente, se añade el formulario en blanco diseñado para recopilar la información. Por motivos de espacio y para no resultar reiterativos, al presentar los formularios de cada caso práctico se eliminarán las instrucciones para su implementación.

Listado de entidades participantes en los casos:

- Acció Ecologista-Agró
- Acesa
- Actividades, estudios y proyectos en el medio ambiente
- Agbar
- Agencia catalana del Agua (ACA)
- Agència de residus de catalunya (ARC)
- Agencia vasca del agua (URA)
- Aguas Danone
- Alberto Larrán (UAH)
- Alejandro Aparicio (UAH)
- Amaya
- Anse
- Artesa
- Asociación agraria de jóvenes agricultores (ASAJA)
- Asociación AlVelAl
- Asociación Campo adentro
- Asociación Centro ciencia viva de Lousal (Portugal)
- Asociación Comunidad energética Zarzalejo Brilla
- Asociación Comunidad por la seguridad alimentaria de Zarzalejo
- Asociación de propietarios forestales del Valle del Írrago
- Asociación del Castañar de Hoyos
- Asociación Espacio social La Fuente
- Asociación española de agricultura de conservación- Suelos vivos (AEAC-SV)
- Asociación española para la conservación y el estudio de los murciélagos (SECEMU)
- Asociación Mosaico
- Asociación Sèlvans
- Asociaciones en Transición
- Audeca
- Ayuntamiento de Aranjuez (Madrid)
- Ayuntamiento de Astillero (Cantabria)
- Ayuntamiento de Boada de Campos (Palencia)
- Ayuntamiento de Cartagena (Murcia)
- Ayuntamiento de Catarroja (Valencia)
- Ayuntamiento de la Vall d'En Bas (Girona)
- Ayuntamiento de la Vall de Bianya (Girona)
- Ayuntamiento de Madrid (Madrid)
- Ayuntamiento de Miengo (Cantabria)
- Ayuntamiento de Palos de la Frontera (Huelva)
- Ayuntamiento de Planoles (Girona)
- Ayuntamiento de San Sebastián de los Reyes (Madrid)
- Ayuntamiento de Sant Feliu de Pallerols (Girona)
- Ayuntamiento de Sant Hilari Sacalm (Girona)
- Ayuntamiento de Sant Joan les Fonts (Girona)
- Ayuntamiento de Sant Miquel de Campmajor (Girona)
- Ayuntamiento de Santander (Cantabria)
- Ayuntamiento de Sinarcas (Valencia)
- Ayuntamiento de Valencia (Valencia)
- Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz (Álava-Araba)
- Bankia en Acción
- Biodiversity node
- Bomberos de Navarra
- Bombers de la Generalitat
- Brinzal
- Caixa Bank
- Caja Círculo
- Caja España
- Caja Madrid
- Can Font
- Cantur
- Caobar
- Cefosa
- Centre de ciència i tecnologia forestal de Catalunya (CTFC)
- Centre de la propietat forestal (CPF)
- Centre national de la recherche scientifique (CNRS)
- Centro de estudios ambientales del Mediterráneo (CEAM)
- Centro de estudios avanzados de Blanes (CEAB-CSIC)
- Centro de investigación agroforestal (CIAF-CSIC)
- Centro de investigación ecológica y aplicaciones forestales (CREAF)
- Centro de investigaciones sobre desertificación (CIDE-CSIC)
- Centro regional de selección y reproducción animal (CERSYRA-IRIAF)
- Cepsa
- Chambre d'agriculture des Pyrénées Atlantiques
- Chico Mendes Forestal
- Cinclus Soluciones (grupo Plegadis)
- Comercial Química Massó
- Comisión de repoblación de la Cuenca del Segura
- Comunidad autónoma de la región de Murcia
- Comunidad de Madrid
- Confederación hidrográfica del Duero (CHD)
- Confederación hidrográfica del Ebro (CHE)
- Confederación hidrográfica del Guadalquivir (CHG)
- Confederación hidrográfica del Júcar (CHJ)
- Confederación hidrográfica del Tajo (CHT)
- Consejo superior de investigaciones científicas (CSIC)
- Consell comarcal de la Garrotxa
- Consell d'Iniciatives locals per al medi ambient de Girona
- Cooperativa A Carqueixa
- Costa Brava Mediterranean Foods (Grupo Cañigueral)
- Creando Redes
- David Sánchez Francisco
- Diputación de Girona
- Diputación de Palencia
- Diputación de Jaén
- Diputación de Soria
- EcoEnergías del Guadiana
- Ecología Litoral
- Ecologistas en Acción
- Eladio García (UAM)
- Empresa de gestión medioambiental (EGMASA)
- Empresa de transformación agraria (TRAGSA)
- EMUASA- Aguas de Murcia
- Enagas
- Endesa
- Enel
- Equipos de prevención integral de incendios forestales (EPRIF)
- Ernesto Ventós
- Esguilatorres
- Estació Jaume Ferrer de Menorca (IEO-CSIC)
- Estación biológica de Doñana (CSIC)
- Estación experimental de zonas áridas (EEZA-CSIC)
- Estación experimental del Zaidín (EEZ-CSIC)
- Eugenio Fuertes (agente medioambiental)
- Euroarce
- Eva María Miquel del Amo (apicultora)
- Evergreen
- Exver
- Ferrovial
- Fomecam Terra
- Fondos europeos FEDER y FEADER
- Fontvella
- Fundació Catalunya- La Pedrera
- Fundació d'Ecologia del Foc i Gestió d'Incendis Pau Costa Alcubierre
- Fundació Miranda
- Fundació Pau Costa
- Fundación Anse
- Fundación Biodiversidad (FB)
- Fundación C.V. Victoria Laporta
- Fundación Caja Burgos-La Caixa
- Fundación Caja Murcia
- Fundación Centro Tecnológico da Carne
- Fundación Cepsa
- Fundación Creasvi
- Fundación de la Caja de Ingenieros
- Fundación Global Nature
- Fundación internacional para la restauración de ecosistemas (FIRE)
- Fundación Oso Pardo (FOP)
- Fundación Patrimonio natural de Castilla y León
- Fundación Sierra Minera
- Fundación Tormes-EB
- Ganaderos/as (pastoreando sus rebaños han contribuido en múltiples proyectos)
- Generalitat de Catalunya
- Generalitat Valenciana
- Gerardo López (agente medioambiental)
- Gestión ambiental de Castilla-La Mancha (GEACAM)

- Gestión ambiental de Navarra (GAN)
- Gestión integral del suelo (GIS)
- Gloria Bermejo López (olivicultora)
- Gobierno de Canarias
- Gobierno de Cantabria
- Gobierno de España
- Gobierno de Navarra
- Gobierno Vasco
- Govern de les Illes Balear
- Gremi de Carnissers i Xarcuters Artesanals de les comarques gironines
- Grupo de rehabilitación de la fauna autóctona (GREFA)
- Grupo Motor de la Plataforma en Defensa de la costa
- Grupo ornitológico del estrecho (GOES)
- Grupo Plegadis
- Grupo Render industrial
- Grupo Samca
- Hanson Hispania
- Heineken España
- Hermanas Moro
- Holcim España SAU
- Iberdrola
- IES Cidade de Antioquía
- IES Lucus Augusti
- Innomaker innovación y desarrollo
- Instituto andaluz de investigación y formación agraria, pesquera, alimentaria y de la producción ecológica (IFAPA)
- Instituto madrileño de investigación y desarrollo rural, agrario y alimentario (IMIDRA)
- Instituto mediterráneo de estudios avanzados (IMEDEA, CSIC-UIB).
- Instituto nacional de investigación y tecnología agraria y alimentaria de España (CSIC-INIA)
- Instituto navarro de tecnologías e infraestructuras agroalimentarias (INTIA)
- Instituto oceanográfico español (CSIC-IOE)
- Instituto politécnico de Bragança (IPB, Portugal)
- Instituto regional de investigación y desarrollo agroalimentario y forestal de Castilla-La Mancha (IRIAF)
- Instituto tecnológico agrario de Castilla y León (ITACyL)
- Inypsa
- Javier Domínguez Angulo (paisajista)
- Javier Sampietro (SARGA)
- Jorge Meltzer (experto ornitólogo)
- Juan Carlos Cosío Huertas (olivicultor)
- Juan Lucas Collado (JCCM, experto en cultivo de lavandín)
- Juan Luis Aguirre
- Juan Traba (UAM)
- Junta de Andalucía
- Junta de Castilla y León
- Junta de compensación Parque de Valdebebas
- Junta de Comunidades de Castilla – La Mancha
- Junta de Extremadura
- Karl Kaus Stiftung
- Knauf GmbH
- Lantania
- Lever-Fabergé
- Linaria
- Mancomunidad de obras y servicios de corpes
- Ministerio de agricultura, pesca y alimentación (MAPA)
- Ministerio de defensa (MINISDEF)
- Ministerio de transportes, movilidad y agenda urbana (MITMA)
- Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico (MITECO)
- Monte Vecinal en Mano Común de Piñoi
- Museo de Arte en Vidrio de Alcorcón (MAVA)
- Naturgy
- Ornitour
- Parc natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter
- Parque de las ciencias de Andalucía
- Parque nacional de las Tablas de Daimiel
- Parque natural de las Hoces del Gabriel
- Parque natural del Turia
- Parque regional del Sureste
- Pazo Faramello
- Plant For The Planet
- Plegadis
- PRODER Araduey-Campos
- Programas de financiación competitiva de proyectos europeos: Life y H2020 e Interreg Sudoe
- Promsa
- Real colegiata de Roncesvalles
- Red eléctrica de España
- Reforest-Acción
- Repsol
- Sacyr
- SEO Bird-life
- Sibelco
- Sica
- Sociedad entomológica ambiental de Castilla-La Mancha (SEACAM)
- Société d'élevage des Pyrénées Orientales
- Sogeos
- Solvay
- Sygenta España
- Sylvestris
- Telluris Consultores
- TeVeo en la Sierra
- The Coca Cola Foundation
- Tiendas Natura
- Todos con Mazagón
- Total Service
- Transelec
- Trenca
- Typma
- Unilever
- Unión de cooperativas agrarias de madrileñas (UCAM)
- Unión de pequeños agricultores y ganaderos (UPA-Madrid)
- Unión internacional para la conservación de la naturaleza (UICN)
- Universidad Autónoma de Madrid (UAM)
- Universidad Católica de Ávila (UCAv)
- Universidad Complutense de Madrid (UCM)
- Universidad de Alcalá (UAH)
- Universidad de Alicante (UA)
- Universidad de Almería (UAL)
- Universidad de Barcelona (UB)
- Universidad de Castilla La Mancha (UCLM)
- Universidad de Concepción (UdeC)
- Universidad de Extremadura (UEX)
- Universidad de Girona (UdG)
- Universidad de Granada (UGR)
- Universidad de Huelva (UHU)
- Universidad de Jaén (UJA)
- Universidad de Murcia (UM)
- Universidad de Santiago de Compostela (USC)
- Universidad de Sevilla (US)
- Universidad de Valencia (UV)
- Universidad de Zaragoza (UNIZAR)
- Universidad politécnica de Madrid (UPM)
- Universidad politécnica de Valencia (UPV)
- Universidad pública de Navarra (UPNA)
- Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD)
- Universitat autónoma de Barcelona (UAB)
- UTE Armuña (Sacyr construcción, Hergonsa)
- Vaersa
- Vettonia
- Vias
- Vytrus Biotech
- WWF España
- Xunta de Galicia

Tabla X. Matriz de los casos prácticos según causa de perturbación y ecosistema/hábitat afectado.

Ecosistema/hábitat afectado	Causa de perturbación											
	Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca	Grupo II. Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.)	Grupo III. Industria de productos alimentarios	Grupo IV. Industria energética (centrales térmicas, nucleares, parques solares y eólicos)	Grupo V. Industria siderúrgica y del mineral. Producción y elaboración de metales.	Grupo VI. Industria química, petroquímica, textil y papelera	Grupo VII. Infraestructuras (carreteras, ferrocarriles, canales, puertos, aeropuertos, tendidos eléctricos de alta tensión y gasoductos)	Grupo VIII. Ingeniería hidráulica y de gestión del agua	Grupo IX. Tratamiento y gestión de residuos	Grupo X. Accidentes y/o catástrofes naturales (no incluye incendios)	Grupo XI. Incendios (provocados, accidentales o naturales)	Grupo XII. Otros
Hábitat costero y vegetación halófila	14, 31, 37, 40, 49, 86, 87	8, 10, 11, 12, 18, 22, 26, 31, 62			62		4, 22, 62	87	4, 60	18, 86	33, 34, 35, 86	4, 37, 47, 61
Dunas marinas y continentales	41 , 46	18				41	41			18	34	19, 47
Hábitat de agua dulce	1, 13, 20, 28, 29 , 31, 37, 40, 41 , 42, 43, 56, 71, 72, 86, 87	2, 29 , 30, 31, 42, 53, 55		20, 23, 28, 59	20	20 , 41	2, 20, 41 , 43, 75, 76	1, 2, 84, 85, 87	2, 32		34	37, 42, 71, 75
Brezales y matorrales de zona templada	48, 51, 54, 58, 69, 83, 86	7, 26, 55		23, 54, 59				2, 48	54		51, 63, 68, 81	54, 68, 69
Matorrales esclerófilos	6, 17, 20, 27, 28, 44, 45, 49, 58, 64, 67, 83, 86	6, 10, 12, 55, 67		20, 27, 28, 39, 59			17		54	6	33, 63, 64, 81	6, 47, 64
Formaciones herbosas naturales y seminaturales	20, 38, 45, 48, 49, 51, 54, 56, 64, 67, 71, 83, 86	7, 12, 26, 55, 67		20, 23, 39, 54, 59			24, 76	2, 48, 85	32, 54		33, 51, 63, 64, 77, 81	54, 64, 71, 77
Turberas	37, 48, 86, 87	12						48 , 87			34, 63	37
Hábitat rocoso y cuevas	13, 45, 86	10, 11, 12, 55		59							33, 63	
Bosques	1, 5, 13, 20, 27, 31, 38, 41 , 45, 49, 50, 51, 56, 57, 58, 64, 65, 66, 71, 72, 74, 78, 83, 86, 88	7, 10, 11, 26, 30, 31, 50, 53, 55, 57, 74		20, 27, 39, 59		41 , 50, 74	15, 24, 41 , 50, 74, 76	2, 50, 84, 85	32, 39, 66	78	3, 33, 35, 36, 51, 52, 57, 63, 64, 77, 78, 81	50, 52, 64, 71, 77
Periurbano	21, 45		21			79	73	2, 21	21		21, 63	73
Urbano							73, 75					73, 75
Zonas agrícolas/agrosistemas	16, 21, 25, 28, 29 , 31, 49, 70, 82, 88, 89, 90	9, 25, 29 , 31	21	28			73, 75, 76	2, 21, 80, 90			21, 63	73, 75

1

1 Resaltados en negrita pueden verse los casos prácticos que los autores de los bloques temáticos han recomendado.

 Puedes acceder al buscador de casos prácticos [aquí](#)

Índice de casos prácticos

N.º	NOMBRE CORTO	TÍTULO	Pág.	N.º	NOMBRE CORTO	TÍTULO	Pág.
1	AGUAS MURCIA	Fomento de la biodiversidad para contribuir al fomento de los ecosistemas terrestres (ODS15), en el ámbito de la gestión del abastecimiento y depuración del agua (Aguas de Murcia)	296	23	ESPACIOS ESTEPARIOS	Restauración de espacios agrarios esteparios	374
2	ANILLO VERDE VITORIA-GASTEIZ	Anillo verde de Vitoria-Gasteiz	298	24	EUSKADOUR	Restauración geomorfológica del entorno de la estación de compresión Euskadour en Irún	378
3	BAIXA LIMIA-SERRA DO XURÉS	Plantando Cara al Fuego: Recuperación de zona incendiada en el entorno del Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés (Ourense)	301	25	EXPLOTACIÓN MINERA EN YEPES-CIRUELOS	Restauración ecológica en el semiárido de la mesa de Ocaña	381
4	BOSQUE MARINO	El Bosque Marino de Red Eléctrica	304	26	EXPLOTACIÓN MINERA SAN LUIS	Restauración ecológica con base geomorfológica de la explotación San Luis (grupo minero Guadazaón) (SICA SL)	386
5	BOSQUES CENTENARIOS	SÈLVANS, conservación y valorización de bosques centenarios y de alto valor ecológico	307	27	FOTOVOLTAICA NUÑEZ DE BALBOA	Restauración y Revegetación en la planta fotovoltaica Núñez de Balboa	390
6	CABEZO DE VENTURA	Restauración Ambiental del Cabezo Ventura (TTMM de Cartagena, Murcia)	311	28	FOTOVOLTAICA ORIOL	Restauración y Revegetación en la planta fotovoltaica Oriol (Ceclavín)	394
7	CANTERA ANDAROLETA	Diseño y desarrollo de una metodología para la restauración integral de la cantera Andaroleta	316	29	GRAVERA CHARCO DEL TAMUJO	Restauración de la gravera "Charco del Tamujo": Integrando objetivos de fomento de biodiversidad de humedales en la restauración de una gravera de áridos	397
8	CANTERA DE YESOS	Bases ecológicas para la restauración de yesos en las explotaciones de Ventas de Huelma y Escúzar	321	30	GRAVERA EN RÍO GUADALETE	Recuperación de espacio fluvial en la restauración de una gravera de LafargeHolcim en el río Guadalete (La Barca de la Florida, Cádiz)	401
9	CANTERA LA CHANTA	La Chanta: de un espacio minero a un punto sobresaliente de biodiversidad gestionado mediante un acuerdo de custodia	326	31	GUADIAMAR	Corredor verde del río Guadiamar	404
10	CANTERA LA FALCONERA	Restauración de la cantera La Falconera con tecnosoles de mina	330	32	HUMEDALES BEGUDÀ	Restauración de los humedales artificiales de depuración de Begudà para la recuperación de los hábitats acuáticos y mejora de la resiliencia del río Turonell	408
11	CANTERAS EN CUCHÍA	Restauración Ambiental de las canteras de Solvay en Cuchía	333	33	INCENDIO CORTES DE PALLÁS	Recuperación de la zona incendiada de Cortes de Pallás (Valencia)	411
12	CANTERAS EN P.N. HOCES DEL CABRIEL	Restauración de 2 canteras antiguas en el Parque Natural de Las Hoces del Cabriel	336	34	INCENDIO LAS PEÑUELAS	Plan de restauración de los montes públicos afectados por el incendio forestal de Las Peñuelas 2017	415
13	CHICO MENDES	Renaturalización del monte mediterráneo. El Refugio de Fauna Chico Mendes	340	35	INCENDIO LIÉTOR	Actuaciones hidrológico-forestales de emergencia en área afectada por el incendio forestal de Liétor (Albacete)	418
14	CORAL ROJO	Restauración de poblaciones de coral rojo <i>Corallium rubrum</i> a partir de capturas ilegales	343	36	INCENDIO FRANCO DE BEAS	Restauración forestal del incendio del Tranco de Beas, parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas (Jaén)	421
15	CORTADERIA	Trabajos de eliminación de la especie exótica invasora plumero de la pampa, Cortaderia selloana, bajo una línea de Red Eléctrica Española	346	37	ISLA DEL PAN DAIMIEL	Restauración ambiental del itinerario de la isla del pan en el parque nacional de las Tablas de Daimiel	424
16	CULTIVOS DE SECANO	Gestión de márgenes multifuncionales en secano para un mejor balance en carbono y biodiversidad	349	38	LA NAVA DEL CONEJO	Laboratorio de campo de agroecología y restauración forestal "La Nava del Conejo"	429
17	DESERTIFICACIÓN ALBATERA	Proyecto de demostración de lucha contra la desertificación: Regeneración y Plan de manejo de zonas semiáridas degradadas, en el T.M. de Albatera (Alicante)	353	39	LA NAVA FOTOVOLTAICA	Proyecto de detalle de la forestación y otras medidas compensatorias Planta Solar Fotovoltaica La Nava	432
18	DUNA LAIDA	Seguimiento de la colonización de la vegetación en la restauración de la duna de Laida, País Vasco	357	40	LAGUNA DE BOADA	Proyecto de recuperación de los humedales de Tierra de campos: laguna de Boada de campos	435
19	DUNAS LA SAFOR	Actuaciones de restauración de hábitats de interés comunitario: eliminación de flora exótica invasora en dunas litorales del LIC Dunes de la Safor	359	41	LAGUNA PRIMERA DE PALOS	Restauración de la Laguna Primera de Palos	439
20	E.A. MADREVIEJA	Creación de la Estación Ambiental Madrevieja	364	42	LAGUNAS ESTACIONALES	Recuperación de lagunas estacionales en los humedales de Doñana, Albufera y Jarama para devolver a la naturaleza el agua que contienen nuestras cervezas y cider	445
21	ECO-ÁREAS MARDETODOS	Buenas prácticas para la construcción del Foro Eco-Áreas en La Punta del Hidalgo	369	43	LAVAJOS SINARCAS	Proyecto de mejora del estado de conservación de hábitats de interés comunitario en la Red Natura 2000: Hábitat 3170* Estanques temporales mediterráneos. LIC Lavajos de Sinarcas	449
22	ECOASTILLERO	ecoASTILLERO XXI	371	44	LIFE ADAPTAMED	Proyecto Life Adaptamed LIFE14 CCA/ES/000612. Acción C5. Bases ecológicas para la restauración de los enebrales-piornales de la alta montaña mediterránea	453

N.º	NOMBRE CORTO	TÍTULO	Pág.
45	LIFE CAÑADAS	LIFE CAÑADAS	459
46	LIFE CONHABIT	Restauración de una comunidad de dunas grises mediante la disminución de cobertura de Retama monosperma. Proyecto Life Conhabit Andalucía (LIFE13/NAT/ES/000586)	463
47	LIFE DUNA- LIFE ENEBRO	Restauración de hábitats dunares en el PN de l'Albufera (LifeDuna y LifeEnebro)	466
48	LIFE ECONNET	LIFE ECONNECT Improving connectivity of Nature 2000 network in mountain areas LIFE 12 NAT/ES/000766	469
49	LIFE OLIVARES VIVOS	Olivares vivos. Hacia el Diseño y Certificación de Olivares reconciliados con la vida. LIFE14 NAT/ES/001094	472
50	LIFE OLMOS VIVOS	Restauración de los olmos ibéricos (Ulmus minor y Ulmus laevis) en la cuenca del río Tajo. Proyecto LIFE 13 BIO/ES/000556	476
51	LIFE OSOS CON FUTURO	Restauración de bosques templados mediante plantación de rodales de enriquecimiento trófico para el oso pardo Ursus arctos L y otras especies de fauna	482
52	LIFE PINASSA	Restauración del rol del fuego en la gestión de bosques de pino laricio para mejorar su resiliencia y adaptación al cambio climático: caso de la Serra de Montsant (Cataluña)	486
53	LIFE RIBERMINE	LIFE RIBERMINE (escenario de Peñalén, Guadalajara)	491
54	LIFE RICOTÍ	Conservación de la Alondra Ricotí Chersophilus duponti y su hábitat en Soria (España). Proyecto LIFE Ricotí	495
55	LIFE TECMINE	PROYECTO LIFE16 ENV/ES/000159 TECMINE "Innovative techniques for facies weald and Utrillas mine restoration"	499
56	LIFE Territorio Visón	Restauración fluvial en el LIC Tramos Bajos del Aragón y del Arga (ES2200035). LIFE Territorio Visón	505
57	LIFE TETRACLINIS	LIFE13 NAT/ES/000436 LIFE-TETRACLINIS-EUROPA	508
58	M.P. EL CORTIJO	Recuperación de la población de Juniperus thurifera en el monte público El Cortijico mediante restauración asistida	514
59	M.U.P. VALCORCHERO	Actuaciones de recuperación y mejora de vegetación y hábitats en el Monte de Utilidad Pública, M.U.P Nº111 "VALCORCHERO"	517
60	MACROALGAS	Restauración de los bosques de macroalgas en el Mediterráneo: Primer ejemplo de reforestación de un bosque extinto en Menorca	520
61	MARISMA TREBUJENA	Recuperación de la marisma de Trebujena (Cádiz)	523
62	MARISMAS HUELVA	Restauración ecológica de marismas portuarias en Huelva	527
63	MOSAICO	Mosaico Extremadura	532
64	MUELA DE CORTES Y CAROCHÉ	Actuaciones de restauración de hábitats de interés comunitario en el ZEC Muela de Cortes y el Caroché	535
65	NATURAQUA	NATURAQUA 2000	540
66	NONGUEN_CHILE	Restauración ecológica en el parque nacional Nonguén (Chile)	543
67	O2P ALCONTAR	Open2preserve: (La Experiencia piloto en Andalucía)	546

N.º	NOMBRE CORTO	TÍTULO	Pág.
68	O2P OCERREDO	Proyecto de restauración de pastos abandonados en monte O Cerredo mediante prácticas de herbivorismo pírico	551
69	O2P ORREAGA RONCESVALLES	Proyecto de restauración de pastos abandonados en Orreaga-Roncesvalles mediante prácticas de herbivorismo pírico	555
70	OLIVARES DE MIEL	Introducción de plantas melíferas en olivares tradicionales de la Comunidad de Madrid: influencia sobre el suelo, la erosión, la miel y el paisaje	561
71	P.N. TABLAS DAIMIEL	Restauración forestal en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel (Ciudad Real)	565
72	P.N. TURIA	Actuaciones de restauración de hábitats de interés comunitario en el Parque Natural del Turia	568
73	PARQUE PRINCESA LEONOR	Parque Princesa Leonor	572
74	PARQUE REG. SURESTE	Restauración de bosques de ribera en el Parque Regional del Sureste (Madrid)	577
75	PARQUE VAGUADA DE LAS LLAMAS	Parque de la Vaguada de las Llamas	580
76	PASO DE FAUNA	Construcción de un nuevo paso específico de fauna para permeabilizar la A-2 en el entorno del enlace con la AP-7 en Fornells de la Selva (Girona)	583
77	PASTOREO DIRIGIDO RAMATS DEL FOC	Ramats de Foc: Gestión del riesgo de incendio mediante el pastoreo dirigido	586
78	PAZO DO FAREMELLO	Restauración del bosque autóctono en el «Pazo do Faramello» (Rois, A Coruña)	589
79	POLIDUCTO LANGOSTEIRA	Poliducto G50 Descarga de crudo en Puerto Exterior Langosteira (A Coruña).	593
80	PRIMILLARES ALMUDÉVAR	ADECUACIÓN DE PRIMILLARES	596
81	PUERTO DE LAS PALOMAS	Proyecto de Restauración Forestal y Paisajística del Incendio del Puerto de las Palomas, términos municipales de Cazorla y La Iruela, Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas, Jaén	600
82	REFORESTACIÓN TORREMOCHA	Plan de reforestación en el Soto de Torremoncha del Jarama – proyecto Compensa	603
83	RESERVA DE CAZA	Restauración ecológica de la Reserva Nacional de Caza de Boumort	607
84	RIO ORBIGO	Proyecto de mejora ecológica del río Órbigo (tramo I)	610
85	RÍOS RITORT Y FABERT	Mejora de la conectividad fluvial. Restitución del medio en el entorno del aprovechamiento hidroeléctrico ubicado en los ríos Ritort y Fabert, en el término municipal de Molló (Ripollès, Girona)	614
86	SIERRA ESPUÑA	Reforestación en Sierra Espuña	617
87	TANCAT DE LA PIPA	Tancat de la Pipa	621
88	TRANSICIÓN	Transición: Comunidad en Transición en municipios de montaña	626
89	VIÑEDO REGENERATIVO	Restauración de suelos agrícolas mediterráneos en explotación por manejo regenerativo	629
90	ZONA REGABLE ARMUÑA	Restauración Medio Natural Zona Regable de la Armuña	632

Ficha para Casos Prácticos

Nombre del proyecto

Aportar entre una y tres **fotografías/figuras** representativas del proyecto (enviar originales por email u otro formato en caso de gran volumen a la Fundación Biodiversidad junto a la ficha cumplimentada, indicando su autoría).

Localización/Ámbito de actuación del proyecto

Identificar la localización o ámbito de actuación del proyecto indicando el municipio y provincia.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Identificar a la entidad responsable del proyecto.

Entidad/es socia/s del proyecto

Identificar a las entidades colaboradoras del proyecto.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Fecha de inicio y final del proyecto

Origen de la perturbación / degradación del espacio

Definir el origen de la perturbación en base a los grupos de las Tablas I y II de la Ley 21/2913 de 9 de diciembre, de Impacto Ambiental (ver Anexo I de la ficha).

Ecosistemas afectados

Generalmente el espacio degradado alberga uno o varios hábitats/ecosistemas. Se empleará como referencia los tipos de hábitats de interés comunitario (Directiva 92/423/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres), ampliados para los que no contempla (ver Anexo II de la ficha).

Motivación para desarrollar el proyecto

Describe la motivación para desarrollar el proyecto. Ejemplo de motivación podría ser un imperativo legal, el despliegue de una estrategia medioambiental de la Administración, la demanda de la población local u otras.

Diagnóstico ecológico

Describir el estado previo del espacio antes de iniciar el proyecto de restauración, identificando las perturbaciones que justifican la actuación y cómo afectan a su funcionalidad, estructura y composición.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia



Identificar los objetivos ecológicos y sociales de la restauración mediante indicadores y metas cuantificables y describir el ecosistema de referencia u objetivo de restauración. Sitúe el proyecto de restauración a lo largo del continuo:

Marco legal

Identificar la legislación que sirve de marco para desarrollar el proyecto de restauración.

Acciones de restauración

Describir las acciones, incluyendo la zonificación, cronología y justificación. En el caso de haber empleado material biológico (semillas, plántulas, etc.) indicar cómo se ha priorizado el uso de especies autóctonas y materiales locales.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Describir las actividades realizadas para mantener informados regularmente a los grupos de interés (devolución de resultados).

Seguimiento de la RE

Relacionar/explicar los indicadores empleados en la evaluación de la restauración así como su evolución durante el desarrollo del proyecto.

Mantenimiento

Describir el plan de mantenimiento y de qué manera se adaptará a los resultados del seguimiento mediante un proceso de gestión adaptativa.

Desviaciones

Describir las desviaciones surgidas en las diferentes fases del proyecto y las lecciones aprendidas.

Evaluación final

Describir los resultados obtenidos y su grado de ajuste a los objetivos del proyecto.

Persistencia de la zona restaurada

Describir las medidas (propiedad de la tierra, plan de mantenimiento) que garantizan la conservación de la zona restaurada a largo plazo.

Presupuesto y financiación

Señalar el presupuesto del proyecto de RE y sus fuentes de financiación.

Sistemas de control

Señalar si se ha utilizado algún tipo de estándares o sistema de certificación para garantizar la calidad del proyecto, como los estándares de la Sociedad para la Restauración Ecológica (<https://bit.ly/3JEGmE5>) u otros.

Cualificación del personal

Indicar la cualificación y experiencia del personal participante para acometer la obra.

Más información

Web e informes relativos a la obra y forma de acceso (en su caso).

Datos de contacto oficial del proyecto (para publicación).

Datos personales de contacto (para la elaboración de la Guía por parte de la FB).

 **Tabla I.**

ORIGEN DE LA PERTURBACIÓN/DEGRADACIÓN DEL ESPACIO*	
Los grupos de actividad se han sintetizado de los anexos I y II de la Ley 21/2013 de Evaluación Ambiental.	
Grupo I	Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca
Grupo II	Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.)
Grupo III	Industria de productos alimentarios
Grupo IV	Industria energética (centrales térmicas, nucleares, parques solares y eólicos)
Grupo V	Industria siderúrgica y del mineral. Producción y elaboración de metales.
Grupo VI	Industria química, petroquímica, textil y papelera
Grupo VII	Infraestructuras (carreteras, ferrocarriles, canales, puertos, aeropuertos, tendidos eléctrico de alta tensión y gasoductos)
Grupo VIII	Ingeniería hidráulica y de gestión del agua
Grupo IX	Tratamiento y gestión de residuos
Grupo X	Accidentes y/o catástrofes naturales (no incluye incendios)
Grupo XI	Incendios (provocados, accidentales o naturales)
Grupo XII	Otros

* Una vez identificado el grupo o grupos que aplican al espacio en cuestión, se concretará todo lo posible.

 **Tabla II.**

TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO (AMPLIADO)**
Se sigue la clasificación del Anexo I de la Directiva Hábitats (Directiva 42/93/CEE) y se añaden tres nuevos grupos de espacios más o menos artificiales pero cuya demanda e interés por su restauración es creciente: urbano, periurbano y agroecosistemas.
Hábitat costero y vegetación halófila
Dunas marinas y continentales
Hábitat de agua dulce
Brezales y matorrales de zona templada
Matorrales esclerófilos
Formaciones herbosas naturales y seminaturales
Turberas
Hábitat rocoso y cuevas
Bosques
Periurbano
Urbano
Agroecosistemas

** Cada uno de estos grupos de hábitats incluyen numerosos tipos de hábitat. En la medida que se pueda, se identificarán los tipos, y, en caso contrario, al menos los grupos



Nombre del proyecto

FOMENTO DE LA BIODIVERSIDAD PARA CONTRIBUIR AL FOMENTO DE LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES (ODS15), EN EL ÁMBITO DE LA GESTIÓN DEL ABASTECIMIENTO Y DEPURACIÓN DEL AGUA (AGUAS DE MURCIA)

Localización

El proyecto se desarrolla en las inmediaciones de la estación de tratamiento de agua potable de la Contraparada y de la estación depuradora de aguas residuales Murcia-Este, situadas ambas en el municipio de Murcia.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE) y Fundación ANSE.

Entidad/es socia/s del proyecto

EMUASA-Aguas de Murcia.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2017-2022. Sin embargo, el compromiso de mantenimiento del bosque de ribera es de 25 años.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.
 Grupo VIII. Ingeniería hidráulica y de gestión de agua.

Ecosistemas afectados

Hábitat de agua dulce y bosques, principalmente 92A0 Bosques de galería con *Salix alba* y *Populus alba* (hábitat raro no prioritario) y 92D0 Galerías y matorrales riparios meridionales (hábitat raro no prioritario).

Motivación para desarrollar el proyecto

Desde 2017, Aguas de Murcia y ANSE vienen desarrollando convenios de colaboración para alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible y fomentar la biodiversidad en las instalaciones de la empresa municipal y en su entorno más cercano. El río Segura es el foco de actuación de todos estos convenios, pues muchas de las instalaciones de EMUASA lindan con el río. Dado el alto grado de degradación del espacio fluvial y la proliferación de una de las especies exóticas invasoras más dañinas, la caña, a lo largo de sus riberas, se han dedicado grandes esfuerzos en la restauración del bosque de galería que antaño era común a lo largo del Segura y cuya presencia, hoy en día, se ha visto drásticamente reducida.

Diagnóstico ecológico

El río Segura, a su paso por el municipio de Murcia, se caracteriza por estar altamente degradado como consecuencia del encauzamiento y por la presencia de especies exóticas invasoras, particularmente la caña asiática. Todo ello hace que los efectos de los fenómenos meteorológicos extremos se vean magnificados. La huerta de Murcia rodea al río, estando este paisaje dominado por los cultivos tradicionales y siendo pobre la representación de flora y fauna emblemática. No obstante, desde hace menos de una década, la nutria ha vuelto a colonizar esta parte del río al haber mejorado notablemente la calidad del agua y del ecosistema.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Se trata de un proyecto de recuperación del ecosistema fluvial cuyo objetivo principal es ampliar la superficie de bosque de ribera y los servicios ecosistémicos asociados a él. Para ello, se ha trabajado en la eliminación de caña común (*Arundo donax*), especie que dominaba gran parte de la superficie a restaurar, y en la posterior plantación de especies autóctonas de ribera.

Marco legal

Se ha tomado como base el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura. En el artículo 31, se incorpora la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos, la cual se centra tanto en la recuperación del cauce del río como en la recuperación de los ecosistemas de ribera degradados.

Acciones de restauración

Se ha trabajado en la restauración de zonas altamente deterioradas y dominadas por caña (*Arundo donax*). De esta forma, previa autorización de la Confederación Hidrográfica del Segura, se procedió al desbroce manual de la caña o al cubrimiento, durante un periodo de 8-12 meses, con lonas de polietileno de estas superficies para acabar con los rizomas. Posteriormente, las plantaciones fueron realizadas con material autóctono usando para ello especies como *Celtis australis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus angustifolia*, *Nerium oleander*, *Populus alba*, *Vitex agnus-castus*, *Tamarix canariensis* y *Salix sp.pl.*, entre otras. Todas estas especies fueron distribuidas teniendo en cuenta criterios hídricos, plantando las especies más resistentes a la sequía (olmo, almez, baladre) en las zonas altas del talud, y las que precisan de más agua en las zonas media y baja (fresno, álamo, vitex y taray). Por último, las playas fluviales fueron restauradas con especies que soportan el encharcamiento, como son los sauces. Además, también se han incluido especies herbáceas tapizantes como *Dorycnium rectum*, y otras especies que ayudan a diversificar el hábitat como eneas (*Typha sp.*) o lirios amarillos (*Iris pseudacorus*).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Para las plantaciones se ha contado con la colaboración de un amplio número de voluntarios, centros escolares, personas en cumplimiento de penas de trabajos en beneficio de la comunidad e, incluso, empresas y asociaciones. Además, a través de la web del proyecto se puede acceder a la información de todas estas actuaciones.

Seguimiento de la RE

Desde las primeras plantaciones, en el año 2017, se ha ido realizando un seguimiento de las mismas, evaluando la tasa de crecimiento y la supervivencia de las especies. El proyecto se encuentra inscrito en el programa COMPENSO del MITECORD. Además, dentro de los cuidados culturales se han incluido también la reposición de marras y desbroces de las zonas, con el fin de evitar que la vegetación arvense dificulte el crecimiento de las especies más lentas. De manera general y hasta la fecha, todas las restauraciones han dado excelentes resultados y presentan una evolución muy satisfactoria.

Dentro del proyecto se realizó un detallado seguimiento del zarcero bereber (*Iduna opaca*), ave insectívora muy asociada al bosque de galería y bioindicadora de calidad del hábitat. En dicho estudio, se marcaron con radioemisores cinco ejemplares para comprobar las áreas de campeo y el uso que realizan de las zonas de restauración. Los resultados evidenciaron lo que ya se sospechaba: que la especie hace uso prácticamente exclusivo del bosque de ribera y que, a pesar de su corta edad, el bosque incipiente ha sido rápidamente colonizado por la especie.

Por tanto, mediante el seguimiento de la evolución de las plantaciones y el monitoreo de especies bioindicadoras como el zarcero bereber (*Iduna opaca*), se han podido corroborar los efectos positivos que estas actuaciones han tenido.

Mantenimiento

Mediante los desbroces rutinarios de rebrotes de caña y otras plantas arvenses (cada 15-20 días) y riegos (cada 15 días en los meses más calurosos y cada 30 el resto del año) se está logrando que las plantaciones se desarrollen correctamente. De hecho, dos años después de las plantaciones, estas dejan de precisar riegos y se mantienen al haber alcanzado el nivel freático.

Desviaciones

Las principales desviaciones se han producido por el retraso del inicio de las obras y en el momento de realizar las plantaciones. Hay que tener en cuenta que los meses idóneos para realizar las plantaciones son los comprendidos entre diciembre y febrero, por lo que, en caso de no poder realizarse en este periodo, se corre el riesgo de que las plantas sufran las consecuencias de las altas temperaturas y la tasa de supervivencia se vea reducida. No obstante, las desviaciones han sido siempre muy leves y no se han encontrado grandes obstáculos ni trabas administrativas o de financiación a la hora de retrasar las actuaciones.

Evaluación final

Se ha logrado recuperar el bosque de ribera en más de 1 ha en el municipio de Murcia. La supervivencia de las plantaciones es superior al 80 % en las zonas donde se instaló riego por goteo, mientras que en la parcela en la que no fue posible instalar goteo la supervivencia fue del 60 %. La caña ha sido erradicada con gran éxito debido a la eficacia de la solarización y a los desbroces sucesivos hasta que las especies plantadas adquirieron buen porte. La especie que ha tenido menor tasa de supervivencia ha sido el fresno, mientras que del resto de las especies ha habido pocas marras. Se ha comprobado la nidificación y uso de las plantaciones por parte de aves especialistas del bosque de ribera tales como el pájaro moscón (*Remiz pendulinus*) y el zarcero bereber (*Iduna opaca*). Se ha evidenciado también el regreso de la nutria, especie bioindicadora tanto de la recuperación del río como de los cauces.

Persistencia de la zona restaurada

Gracias a la renovación de los acuerdos de colaboración se ha podido seguir trabajando en el mantenimiento de las plantaciones iniciales y en la ampliación de nuevas zonas de bosque de ribera. Además, existe el compromiso por parte de EMUASA de mantener el bosque de ribera durante 25 años.



Año 2017



Año 2020

➤ **Figura 1.** Resultado de la actuación de restauración del bosque de ribera en las inmediaciones de la ETAP de la Contraparada: solarizado de la zona a restaurar (arriba) y estado de la plantación tres años después de la plantación (abajo).
Fuente: ANSE.

Presupuesto y financiación

Presupuesto: 91.234 €. Fuente de financiación: EMUASA-Aguas de Murcia.

Sistemas de control

El proyecto se incluye en el registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de dióxido de carbono, del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Democrático. EMUASA ha sido la primera empresa del sector en presentar un proyecto de autocompensación de emisiones y la segunda de la Región de Murcia.

Cualificación del personal

El proyecto ha sido desarrollado por un equipo de biólogos, operarios forestales, ambientólogos y geógrafos con amplia experiencia de más de una década en la restauración de ecosistemas fluviales, seguimiento de fauna y custodia del territorio a través de proyectos LIFE como Riverlink o Ripisilvanatura, convenios con ayuntamientos y proyectos con apoyo de la Fundación Biodiversidad. ANSE cuenta con casi 50 años de experiencia trabajando en el estudio, conservación y recuperación de los valores naturales del sureste ibérico.

Más información

Webs:

<https://www.asociacionanse.org/biodiversidad-aguas-de-murcia/>

Autores: Jorge Sánchez Balibrea (Asociación de Naturalistas del Sureste); y Nerea Martínez (Arnal Asociación de Naturalistas del Sureste).



Nombre del proyecto

ANILLO VERDE DE VITORIA-GASTEIZ

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz.

Entidad/es socia/s del proyecto

Centro de Estudios Ambientales del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz.
 Gobierno Vasco.
 URA-Agencia Vasca del Agua.
 Gobierno de España.
 CHE-Confederación Hidrográfica del Ebro.
 Unión Europea.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1993-actualidad (2023).

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.
 Grupo II. Industria extractiva.
 Grupo VII. Infraestructuras.
 Grupo VIII. Ingeniería hidráulica y de gestión del agua.
 Grupo IX. Tratamiento y gestión de residuos.

Ecosistemas afectados

Hábitats de agua dulce (humedales y cauces fluviales).
 Brezales y matorrales de zona templada.
 Formaciones herbosas naturales y seminaturales.
 Bosques.
 Periurbano.
 Zonas agrícolas/agrosistemas.

Motivación para desarrollar el proyecto

El Plan General de Ordenación Urbana de los años noventa del siglo pasado ya contemplaba la creación de una red continua de espacios verdes alrededor de la ciudad de Vitoria-Gasteiz.

El Anillo Verde de Vitoria-Gasteiz es el resultado de un proyecto de restauración ambiental que se inició en 1993 con el objetivo de restaurar la periferia degradada transformándola tanto desde el punto de vista ambiental como social, logrando restaurar espacios naturales de alto valor ecológico y convirtiéndolos en la principal zona recreativa de la ciudad.

Diagnóstico ecológico

En su origen, en el extrarradio de Vitoria-Gasteiz persistían algunos enclaves naturales y seminaturales que, aunque afectados por incendios, erosión, contaminación del agua, vertidos, ocupaciones ilegales y otros usos indebidos, se habían mantenido a pesar de la expansión urbanística e industrial de la ciudad. Estos enclaves relictos coexistían con antiguas explotaciones abandonadas como graveras, campos agrícolas, vertederos, chabolas y otros espacios degradados fuera de ordenación y sin un uso definido, que amenazaban su frágil pervivencia. Además, ofrecían unas condiciones precarias y de inseguridad para la ciudadanía y se habían convertido en una barrera física y también social entre el entorno urbano y el medio rural.

Para hacer frente a esta problemática y recuperar todos los espacios periurbanos, se decidió acometer un proyecto de restauración a gran escala que englobara toda la periferia de la ciudad y diera una solución integral tanto a las áreas más degradadas como a las más naturales. De modo que la etapa inicial del proyecto consistió en seleccionar los espacios principales que integrarían el Anillo Verde y se estableció, como criterio genérico de planificación, potenciar y mejorar la conectividad ecológica de los espacios naturales periurbanos entre sí, en primer lugar, y con las zonas verdes de la ciudad y el resto de los espacios naturales del municipio, en segundo lugar.

Analizando el escenario territorial de actuación, se consideró fundamental la oportunidad de restaurar y conectar, por un lado, las antiguas zonas húmedas de Salburua y la dehesa de Olarizu, situadas al este; y, por otro, el monte de Zabalgana y el bosque de Armentia, localizados al oeste, con el río Zadorra por el norte y los Montes de Vitoria por el sur, a través de corredores debidamente planificados y restaurados: río Alegría, río Errekabarri, río Batán, río Zapardiel, río Errekaleor, Cerro de las Neveras y Cerro de Olarizu. De esta forma quedarían conectados los principales espacios naturales del municipio: el río Zadorra, los Montes de Vitoria, situados al norte y al sur del municipio, y los humedales de Salburua al este, todos ellos integrados actualmente en la Red Natura 2000.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El proyecto se planteó con los siguientes objetivos:

- Dar una solución integral a los espacios de periferia, afectados por una problemática propia de las zonas de borde urbano-industrial y zonas más o menos naturales fuera del entorno urbano.
- Promover la conservación de los valores naturales y la biodiversidad existentes en la periferia urbana.
- Contribuir a satisfacer la demanda ciudadana de lugares de ocio al aire libre, reduciendo la presión sobre otros espacios naturales.
- Aprovechar el potencial de los espacios naturales de proximidad como recurso educativo e interpretativo.
- Implicar a la ciudadanía en el cuidado y conservación del patrimonio natural de Vitoria-Gasteiz, promoviendo la identidad de este espacio.

El proyecto en su conjunto es fruto de una serie de proyectos sucesivos en los que, según el caso, se han practicado una o varias de las actividades incluidas dentro del continuo de restauración con la conservación y mejora de la biodiversidad y la restauración ecológica como pilares fundamentales, utilizando soluciones basadas en la naturaleza, con el fin de reducir impactos, remediar, rehabilitar y restaurar.

Marco legal

Plan General de Ordenación Urbana (PGOU).

Leyes estatales y autonómicas de conservación del patrimonio natural y la biodiversidad.

Directrices europeas de conservación de la biodiversidad, protección del paisaje, restauración ecológica y desarrollo de la infraestructura verde y azul.

Acciones de restauración

Durante estos 30 primeros años se han llevado a cabo numerosas actuaciones de restauración ecológico-paisajística y de acondicionamiento para el uso público, que han permitido que en la actualidad el Anillo Verde esté formado por un conjunto de parques periurbanos estratégicamente enlazados mediante corredores ecológicos y recreativos.

Los principios o criterios utilizados en el diseño, acondicionamiento, gestión y mantenimiento de los espacios y equipamientos del Anillo Verde persiguen la conservación y mejora de la biodiversidad, la ecoeficiencia y economía de recursos, la mejora del paisaje, la adaptación y mitigación del cambio climático y la funcionalidad para el uso público, con el fin de conseguir beneficios sociales, ambientales y económicos. El proyecto ha sido considerado un buen ejemplo de planificación y desarrollo urbano sostenible a nivel internacional.

Se han restaurado humedales, cauces fluviales, zonas forestales con áreas de bosques, dehesas, praderas, matorrales, orlas forestales y agrosistemas.

En una primera fase se creó un vivero de planta forestal autóctona propia para producir toda la planta necesaria para las restauraciones, y las semillas eran procedentes de fuentes semilleras certificadas. Posteriormente, una vez que los viveros comerciales locales ofrecieron planta forestal de restauración certificada, se desmanteló el vivero y se utilizó planta de origen comercial certificado.

Siempre se utilizan especies autóctonas respetando las combinaciones de especies propias de cada hábitat según los estudios previos propios y las principales referencias descriptivas de los distintos tipos de vegetación del entorno de la Llanada Alavesa.

[«250.000 árboles para el Anillo Verde. Las raíces del mañana».](#)

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Los habitantes de la ciudad son el grupo de interés en este caso práctico, de ahí el liderazgo del proyecto por parte del ayuntamiento que, en definitiva, es el órgano gestor elegido por la ciudadanía. Desde su inicio, se ha querido implicar y hacer partícipes del proyecto a los habitantes de la ciudad de formas muy diferentes, desde la educación ambiental a la ciencia ciudadana, ambas concebidas en sentido muy amplio, con programas inclusivos y generales adecuadamente desarrollados desde centros de interpretación. Se pueden destacar diversas actividades, entre las que están: inventario de la biodiversidad, investigación, cálculo de índices, seguimiento y mantenimiento de las restauraciones, transparencia y acceso público a la información ambiental, amplio programa de educación ambiental, divulgación y participación ciudadana.



Leyenda:

- BOSQUE
- MATORRAL
- PRADERA
- CULTIVO
- HUERTA
- EQUIPAMIENTO
- BALSAS Y HUMEDALES
- RÍOS Y ARROYOS
- NUEVAS DERIVACIONES

Figura I. Mapa actual del Anillo Verde de Vitoria-Gasteiz: parques núcleo y conectores periurbanos restaurados. Se señalan los distintos tipos de vegetación, los cursos fluviales y humedales que conforman la trama verde y azul del conjunto, además del acuífero cuaternario sobre el que está situada la ciudad. Autor: CEA.



Leyenda:

- SENDAS URBANAS E ITINERARIOS ECOLÓGICOS
- VUELTA AL ANILLO VERDE
- ANILLO AGRÍCOLA
- TRAMA VERDE URBANA: Parques, Jardines, Cementerios, Zonas Verdes...
- ANILLO VERDE
- BALSAS Y HUMEDALES
- RÍOS Y ARROYOS
- NUEVAS DERIVACIONES

Figura II. Mapa actual del Anillo Verde de Vitoria-Gasteiz: uso público. Se señala el itinerario de la Vuelta al Anillo Verde, la red de sendas urbanas, itinerarios ecológicos y la Vía Verde del antiguo tren Vasco-Navarro que conectan las zonas verdes periurbanas restauradas con las urbanas y resto de áreas naturales del entorno (ZEC Montes de Vitoria, ZEC Embalses del Zadorra), además del anillo agrícola que rodea la ciudad. Autor: CEA.

Seguimiento de la RE

La investigación es uno de los pilares básicos sobre los que se asientan el seguimiento y la gestión de los parques del Anillo Verde. El abanico de temas abordados a lo largo de estos años es muy amplio, en primer lugar, dirigido a inventariar la biodiversidad y evaluar el estado de conservación, tanto de las especies y comunidades de mayor interés florístico y faunístico como de las áreas naturales relictas y las áreas restauradas.

Estos estudios y seguimientos permiten, por una parte, avanzar en el conocimiento de la biodiversidad de las zonas restauradas y, por otra, tener unos indicadores en base a los cuales se pueden establecer pautas de gestión y mantenimiento dirigidas a la conservación de los valores naturales. Además, estos datos aportan argumentos para la protección de enclaves de especial valor ambiental, así como la restauración y mejora del estado de conservación de poblaciones de flora y fauna amenazada y protegida.

En este sentido, se utiliza el Índice de Biodiversidad Urbana de Singapur y sus indicadores son calculados a partir de los datos aportados tanto por los estudios científico-técnicos como por los programas de [ciencia ciudadana de Vitoria-Gasteiz](#), impulsados para mejorar el conocimiento del estado de conservación de determinados grupos biológicos (orquídeas, odonatos, aves, mariposas, especies invasoras) y de los suelos, promoviendo al mismo tiempo la participación ciudadana, la concienciación y el ocio ligados al estudio y observación del entorno.

En el año 2015 se aprobó la [Estrategia de Conservación de la Biodiversidad del municipio de Vitoria-Gasteiz](#) para planificar su estudio, gestión y conservación en todo el territorio municipal mediante una serie de medidas y actuaciones dirigidas a su protección y mejora. Su objetivo es «detener la pérdida de biodiversidad y alcanzar un estado favorable de conservación de hábitats y especies del municipio para el año 2025, fomentando el reconocimiento de sus valores y funciones para la sociedad». Uno de los frutos ha sido el primer [plan de acción local para la conservación de la rana ágil](#). En este mismo sentido, se ha participado en distintos proyectos para la recuperación del [visión europeo](#). Se trata del mamífero más amenazado de Europa, catalogado en peligro crítico de extinción y Salburua es uno de los espacios seleccionados para la suelta de ejemplares criados en cautividad donde mejor se está consolidando la población.

Además, se trabaja de forma continuada desde 2011 en la mejora y la restauración de poblaciones de flora amenazada mediante el [banco de germoplasma del Jardín Botánico de Olarizu](#).

En cuanto a los [beneficios del arbolado periurbano del Anillo Verde](#), que forma parte de las restauraciones respecto a la mitigación y adaptación al cambio climático, es destacable el cálculo de distintos indicadores que ponen de manifiesto los servicios ecosistémicos que brindan estos espacios.

Mantenimiento

Los parques públicos del Anillo Verde son objeto de una gestión específicamente dirigida a la conservación de la biodiversidad. Diversos estudios realizados en él confirman la mayor importancia para la conservación de la biodiversidad de las zonas verdes periurbanas en comparación con las urbanas debido a su mayor superficie, su localización exterior al casco urbano, su densa cubierta vegetal, la elevada diversidad de hábitats y la baja densidad de su red de caminos. El Anillo Verde alberga una gran diversidad de ambientes ecológicos, que atesoran en conjunto una notable riqueza naturalística. Algunos enclaves han sido reconocidos internacionalmente por su alto valor ecológico, como los humedales de Salburua (humedal Ramsar) y el río Zadorra, ambos incluidos en la Red Natura 2000.

En el Anillo Verde de Vitoria-Gasteiz se practica una gestión adaptativa en función del avance del conocimiento según los estudios, los inventarios y los indicadores asociados. Un ejemplo sería la restauración y gestión diferenciada de praderas, con el retraso de la primera siega, que ha permitido que tres parques alberguen poblaciones de más de treinta especies de orquídeas distintas. Además, la disminución del número de siegas favorece la riqueza y abundancia de insectos herbívoros y, por tanto, de sus predadores. Por otro lado, la no gestión, aplicada en algunos casos, permite la evolución de las comunidades herbáceas y forestales hacia estados más avanzados y maduros dentro del proceso de sucesión, aumentando los valores de sus índices de biodiversidad. Otras medidas frecuentes e interesantes practicadas son la instalación de nidos y refugios, como el apilado de madera muerta para favorecer a los insectos xilófagos, cajas nido para favorecer aves y quirópteros, el respeto a las épocas críticas para la reproducción de algunas especies como el visón europeo o la rana ágil, entre otras. En los proyectos de restauración ecológica y paisajística se tiene en cuenta la vegetación preexistente como un indicador de las posibilidades de éxito de futuras plantaciones. Los retazos de vegetación natural y seminatural constituyen un magnífico reservorio de especies (animales, vegetales y hongos), que pueden colonizar el ámbito que se pretende restaurar. De esta forma, aplicando criterios de conservación y de precaución, se consigue acelerar la evolución de las comunidades a etapas de mayor complejidad, a la vez que se respetan ejemplares singulares o aislados y se facilita la colonización espontánea de comunidades de especies herbáceas naturales y autóctonas en espacios abiertos sin practicar revegetaciones con mezclas de semillas foráneas.

Existe un equipo técnico integrado en la Unidad de Anillo Verde y Biodiversidad del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz que realiza y gestiona la contratación de estudios y seguimientos y gestiona el mantenimiento del conjunto mediante un servicio de conservación de la vegetación del Anillo Verde, un servicio de guardería, un servicio de limpieza y otro de mantenimiento de caminos, mobiliario (zonas estanciales, fuentes, cartelería y señalética) y equipamientos de educación ambiental (centros de interpretación, observatorios, etc.).

Evaluación final

Actualmente, se gestionan 900 ha de áreas periurbanas restauradas, compatibles con un uso público ordenado y regulado. Se han iniciado las primeras fases de ejecución del parque de Larragorri, con la restauración de las antiguas graveras de Lasarte y zonas de vertidos incontrolados de su entorno, que permitirá completar el Anillo Verde por el sur.

Persistencia de la zona restaurada

Propiedades municipales, propiedades de los concejos de las entidades menores del municipio, propiedades forales, montes de utilidad pública, expropiaciones, acuerdos, dominio público hidráulico, declaraciones de áreas protegidas Red Natura 2000 (Salburua, Zadorra) y humedal Ramsar (Salburua), PGOU.

Presupuesto y financiación

Después de 30 años de desarrollo, el presupuesto ejecutado mediante los distintos proyectos, fases y acciones que se han realizado para acometer el conjunto se estima en más de 20 millones de euros en el periodo 1994-2011.

El presupuesto actual de gestión, mantenimiento, estudio y seguimiento corre a cargo del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, principal entidad promotora; las actividades de educación ambiental, sensibilización e interpretación corren a cargo del Centro de Estudios Ambientales del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz; y para el desarrollo se ha contado, y se sigue contando en muchas ocasiones, con financiación externa de las entidades citadas.

Cualificación del personal

Unidad de Anillo Verde y Biodiversidad: ingeniero de montes, ingeniero técnico forestal, ingeniero técnico agrónomo, biólogo, ambientólogo, FP2 agro-forestal (arquitecto y arquitecto técnico).

Más información

Webs:

[Anillo Verde de Vitoria-Gasteiz](#)
[Sistema de Información Ambiental \(SIAM\)](#)
[Centro de Estudios Ambientales del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz \(CEA\)](#)

Autor: Agustí Agut Escrig (Conservador del Jardín Botánico de Olarizu, Unidad de Anillo Verde y Biodiversidad del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz).



Nombre del proyecto

PLANTANDO CARA AL FUEGO: RECUPERACIÓN DE ZONA INCENDIADA EN EL ENTORNO DEL PARQUE NATURAL BAIXA LIMIA-SERRA DO XURÉS (OURENSE)

Localización/Ámbito de actuación

Monte Vecinal en Mano Común de Piñoi, en el municipio de Muíños, en la zona de influencia del parque natural Baixa Lima-Serra do Xurés, en la provincia de Ourense.

Río Caldo y *corgas* tributarias (en el caso del estudio de la mejora del hábitat del acereiro *Prunus lusitanica*) en el parque natural Baixa Lima-Serra do Xurés.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Universidade de Santiago de Compostela (USC), Monte Vecinal en Mano Común de Piñoi, Servizo de Parques Naturais (Xunta de Galicia) y WWF España.

Entidad/es socia/s del proyecto

En el proyecto de restauración de Ourense, han colaborado también el IES Lucus Augusti y el IES Cidade de Antioquía.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2021-actualidad.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI.

Los incendios forestales son un problema recurrente en Galicia y, particularmente, en las zonas montañosas de Ourense, como el parque del Xurés. Este problema afecta seriamente al medioambiente y la economía de la zona, e incluso pone en riesgo muchas vidas. Aunque en los últimos años se han logrado realizar diferentes actuaciones para prevenir los incendios y reducir sus impactos, la superficie que arde anualmente sigue siendo importante. Se reconoce la complejidad del proceso, por lo que es necesaria la introducción de nuevos enfoques que potencien la implicación ciudadana y de los diferentes agentes afectados, entre ellas, por ejemplo, la aplicación de metodologías educativas innovadoras como la de Aprendizaje-Servicio (en adelante, ApS).

Los terrenos objeto de actuación sufrieron un incendio forestal hace 6 años.

Ecosistemas afectados

Bosques.

Motivación para desarrollar el proyecto

Se trata de una iniciativa de un grupo de investigación que recoge la demanda de la sociedad y que se justifica también por la necesidad de cumplimiento de la Ley 3/2007, de 9 de abril, de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia. De forma complementaria, las actuaciones desarrolladas en el marco del proyecto se encuentran en línea con lo establecido en el Plan rector de usos y gestión del parque natural Baixa Limia-Serra do Xurés.

Diagnóstico ecológico

El parque natural Baixa Limia-Serra do Xurés, protegido en 1993 por sus valores naturales. Su territorio se caracteriza por un conjunto de sierras montañosas y una intrincada red fluvial que alberga numerosos ecosistemas y endemismos, cuya preservación es de gran importancia. Desde el punto de vista florístico, se caracteriza por masas más o menos preservadas de *Quercus pyrenaica* y *Quercus robur*, así como de *Pinus pinaster*. También existen bosques manejados de *Castanea sativa*. En los márgenes de los ríos abundan los sauces, abedules, alisos y fresnos. Por su parte, se trata de una zona de recuperación de fauna salvaje de tipo singular (águila real, cabra montesa, víbora hocicuda). En la zona también se realizan actividades para la protección de fauna sensible (p. ej., lobo ibérico) y especies vegetales autóctonas (*Prunus lusitanica*, lirio do Xurés) y de razas autóctonas de ganado (vaca cachena).

Se trata de una zona con indicadores demográficos muy negativos en cuanto a despoblación y envejecimiento. Los incendios en el parque son muy recurrentes, con superficies afectadas de más de 2000 ha anualmente.

En concreto, la zona de actuación, de pendiente moderada, sufrió un incendio forestal en 2016. Tras el incendio, y previo a la restauración, los terrenos presentaban vegetación dominante compuesta por formaciones de matorral mixta de tojos (*Ulex sp.*), brezos (*Erica sp.*), retamas (*Cytisus sp.*), helechos (*Pteridium aquilinum*) y pies jóvenes de pinos (*Pinus pinaster*), castaños (*Castanea sativa*), robles (*Quercus sp.*) y abedules (*Betula sp.*).

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo general del proyecto busca frenar la frecuencia de incendios y los impactos ambientales, sociales y económicos.

Otros objetivos específicos son:

- Proteger el suelo frente a la erosión después del incendio.
- Gestionar el territorio para que sea menos inflamable y más resiliente a futuros incendios forestales, disminuyendo la carga de combustible.
- Promover la colaboración entre diferentes actores afectados para resolver un problema complejo como son los incendios forestales, transfiriendo conocimientos científico-técnicos y valores cívicos que puedan ser aplicados para reducir la incidencia e impacto de los incendios forestales.
- Reforzar las estrategias educativas de los centros educativos en materias sobre el medioambiente.
- Implicar a la ciudadanía en el cuidado del medioambiente.
- Aumentar la biodiversidad y poner en valor el patrimonio natural del entorno del Xurés.

Marco legal

Plan rector de usos y gestión del parque natural Baixa Limia-Serra do Xurés.

Acciones de restauración

En estos dos años, se ha trabajado en una superficie total de 5 ha (**figura I**).

- **Tratamientos selvícolas.** De forma previa a las labores de plantación, se han realizado algunos tratamientos para, por un lado, reducir la carga de combustible y, por otro, favorecer el crecimiento del arbolado existente. Así, se han realizado desbroces, de forma manual y mecanizada, de especies de sotobosque competidoras (tojós, brezos, retamas y helechos). Al mismo tiempo, se han seleccionado los pies de roble, castaño y abedul, podando las ramas de la parte baja de los troncos para favorecer su crecimiento en altura. Los restos de estos tratamientos han sido dejados triturados en el mismo suelo, para incrementar los niveles de materia orgánica y nutrientes del suelo. Los troncos de mayor tamaño fueron aprovechados por los comuneros locales.
- **Labores de plantación.** Posteriormente, se han introducido 980 plantones nuevos de *Pinus pinaster*, *Quercus robur*, *Castanea sativa* y *Betula sp.* Un porcentaje de las plantas a introducir han sido micorrizadas, para asegurar un aprovechamiento secundario a los propietarios y compatibilizar el uso de los recursos naturales con la conservación (**figura II**). La preparación del terreno ha sido por ahoyado manual con azada y ahoyado mecanizado. Se ha utilizado material vegetal autóctono, procedente de material genético compatible con la zona de actuación para evitar la contaminación genética del ecosistema. Las plántulas utilizadas en la plantación han sido en contenedor forestal y a raíz desnuda, de 1-2 savias en ambos casos. El marco de plantación ha sido irregular, para no generar efectos paisajísticos significativos. Los plantones han sido protegidos con protectores individuales para evitar herbivoría, principalmente por corzo.
- **Redacción del proyecto de mejora del hábitat del acereiro *Prunus lusitanica*.** De forma complementaria, se ha realizado un estudio que ha identificado las poblaciones de *Prunus lusitanica*, especie amenazada en el parque del Xurés, como base para determinar las actuaciones necesarias para contribuir a la conservación de la especie (que ya están siendo ejecutadas por la Xunta de Galicia).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Estudiantes de la USC, IES Cidade de Antioquía e IES Lucus Augusti participaron en la redacción de las actividades de restauración, implementación y desarrollo de las actuaciones sobre el terreno.



> **Figura I.** Panorámica de la zona de actuación
Autora: María Melero/WWF España.



> **Figura II.** Ejemplar de castaño micorrizado plantado y protegido por voluntarios en la zona
Autora: María Melero/WWF España.

A lo largo del proyecto se han organizado actividades participativas de plantación con vecinos, propietarios, centros educativos y de formación y universidades (figura III).



➤ **Figura III.** Jornada de plantación organizada por IES Lucus Augusti y USC con 40 alumnos y profesores.
Autor: Agustín Merino/USC.

Seguimiento de la RE

De nuevo, estudiantes de la USC, IES Cidade de Antioquía e IES Lucus Augusti se han encargado de aplicar, en el marco de su Trabajo Final de Grado, el protocolo de seguimiento para proyectos de restauración forestal desarrollado por la Universidad Politécnica de Madrid y WWF. Se ha realizado el diseño del muestreo y se ha estudiado la supervivencia de la vegetación introducida y la riqueza, talla y cobertura de la vegetación espontánea.

Mantenimiento

Las acciones de mantenimiento se han definido en función de los resultados del seguimiento. Han consistido en desbroces periódicos de la vegetación competidora (un pase anual, a finales de la primavera) y reposiciones de marras (en cada campaña de plantación se han sustituido las plantas muertas en la campaña anterior).

Desviaciones

Entre los logros conseguidos por Plantando Cara al Fuego (en adelante, PCF), destacan:

- Implicación de un gran número de actores sociales de diferentes ámbitos (científicos y educativos, incluyendo universidades, centros de investigación y educación, y agentes sociales).
- Concienciación de la ciudadanía, especialmente población juvenil, en el problema de los incendios forestales.
- Refuerzo de las estrategias educativas de los centros educativos en materias sobre el medio ambiente.
- Capacitación del personal implicado.
- Aplicación práctica de iniciativas de restauración y prevención de incendios en Andalucía, Castilla-La Mancha, Madrid y Galicia.

Evaluación final

Se ha trabajado en un total de 5 ha desde 2021, habiéndose introducido 980 plántones de especies autóctonas que han venido a reforzar la vegetación que se ha recuperado de forma natural tras el incendio sufrido en la zona. El seguimiento de la vegetación introducida arroja un resultado del 90 % de supervivencia media.

Se ha mejorado el conocimiento sobre la distribución y el estado de conservación del acereiro en el parque.

Persistencia de la zona restaurada

Las acciones de restauración han sido consensuadas con la comunidad de montes, propietaria de los terrenos, que también ha participado en algunos momentos en las actuaciones sobre el terreno (clareos y podas, plantaciones, etc.). Este hecho favorece que la comunidad tenga un sentido de pertenencia al proyecto y facilite su seguimiento y colaboración en el mismo.

Presupuesto y financiación

Proyecto PCF: 16.000,00 € (Ministerio de Ciencia e Innovación).

WWF (inversión económica sector privado-empresas).

Este presupuesto incluye todas las acciones realizadas en el marco del proyecto (acciones de restauración, participación, seguimiento, mantenimiento, etc.).

Sistemas de control

No se ha aplicado específicamente ningún estándar o sistema de certificación. No obstante, WWF España adopta en todos sus proyectos de restauración los principios de la Society for Ecological Restoration (SER) Internacional.

Cualificación del personal

PCF es un proyecto de innovación docente que comenzó en 2020. Esta iniciativa multidisciplinar está liderada por la Universidad de Santiago de Compostela, pero cuenta con la colaboración de diferentes centros de ciclos formativos, Administraciones públicas, universidades, centros de investigación, centros educativos y de formación, organizaciones no gubernamentales y empresas a nivel nacional. La aplicación de la metodología ApS está permitiendo que estudiantes universitarios (del medio natural, educación, periodismo y economía) y ciclos formativos (análisis químicos, forestales) aprendan a través de proyectos que suponen un servicio para la sociedad: el alumnado aprende de profesionales procedentes de diferentes ámbitos vinculados a la gestión de incendios, identifica necesidades reales y actúa sobre ellas, en este caso, para la restauración de una zona incendiada. Los proyectos ApS abarcan acciones participativas de prevención y restauración, actividades de sensibilización y otras actuaciones que juegan un papel clave en la problemática de los incendios forestales.

Como hemos mencionado, el equipo multidisciplinar de PCF está formado por cerca de un centenar de profesionales de diversas disciplinas: medio natural (edafólogos, ambientólogos, biólogos, ingenieros, químicos, etc.), educación, periodismo y economía, correspondientes a diferentes áreas de trabajo (Administraciones públicas, universidades, centros de investigación, centros educativos, organizaciones no gubernamentales, empresas del sector privado, etc.).

Se ha recurrido a trabajadores forestales del entorno para realizar los trabajos mecanizados sobre el terreno, con experiencia y especialización en el sector forestal.

El equipo técnico de restauración de WWF tiene más de una década de experiencia en la coordinación y gestión de proyectos de restauración forestal a lo largo de toda España.

Más información

Web:

<https://www.plantandocaraalfuego.org/>

Autores: Xoan Carlos Rodríguez (presidente de la Comunidad de Montes de Piñoi y jefe de estudios del IES Lucus Augusti); María Melero (técnico en restauración forestal de WWF España); Agustín Merino (coordinador del proyecto Plantando Cara al Fuego, USC).



Nombre del proyecto

EL BOSQUE MARINO DE RED ELÉCTRICA

Localización/Ámbito de actuación

Bahía de Pollença, Mallorca. Municipio: Pollença.
Superficie intervenida: 2 ha.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Red Eléctrica de España, S. A. U.

Entidad/es socia/s del proyecto

Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados, IMEDEA (CSIC-UIB).

Govern de les Illes Balears, Conselleria de Medi Ambient i Territori.

Ministerio de Defensa, Aeródromo Militar de Pollença.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Julio de 2017-junio de 2025.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo VII. Infraestructuras (puertos pesqueros y deportivos). Fondeo de embarcaciones recreativas.

Grupo IX. Vertido de aguas residuales de origen urbano.

Grupo XII. Obras de alimentación de playas.

Ecosistemas afectados

Pradera de *Posidonia oceanica* (Red Natura 2000, Hábitat 1120).

Motivación para desarrollar el proyecto

El proyecto es un ensayo de viabilidad de la restauración de una pradera de *Posidonia oceanica* de un tamaño significativo (2 ha de fondo marino). La iniciativa surge del trabajo conjunto del promotor (Red Eléctrica de España) y algunos de los socios (IMEDEA [CSIC-UIB], Govern de les Illes Balears) realizado en un proyecto anterior en el que se evaluó a pequeña escala (superficies intervenidas < 3 m lineales) la viabilidad de la técnica de plantado. Es decir, el proyecto actual es una prueba de escalado a una superficie de intervención mayor de un proyecto anterior. El proyecto se enmarca en las actuaciones de responsabilidad social corporativa de Red Eléctrica de España, la estrategia de protección de las praderas de *P. oceanica* del Govern de les Illes Balears, y los objetivos de investigación del IMEDEA (CSIC-UIB).

Diagnóstico ecológico

Zona interna de la bahía de Pollença (Mallorca), somera (profundidad de 4-5 m), donde el fondo está constituido por mata muerta de *Posidonia oceanica* colonizada por la angiosperma marina *Cymodocea nodosa* y por macroalgas (*Padina pavonica*, *Flabellia petiolata*, *Caulerpa prolifera*, *Caulerpa cylindracea*, *Dasycladus vermicularis* y *Halimeda tuna*).

La zona de intervención se encuentra a una distancia de 200 m del borde de la pradera viva de *P. oceanica* presente en la bahía. La presencia de mata muerta como sustrato único en toda la zona indica que en el pasado hubo una pradera de *P. oceanica*. La pérdida de esta pradera se atribuye a la confluencia de distintas perturbaciones: navegación en aguas someras, fondeo de embarcaciones, vertido de aguas residuales urbanas, obras costeras (alimentación artificial de playas, puertos deportivos) y las condiciones oceanográficas en el fondo de la bahía con circulación del agua marina restringida y pequeñas velocidades de las corrientes marinas.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El primer objetivo de la intervención era iniciar el proceso de recuperación de la pradera perdida mediante el plantado de *Posidonia oceanica* en la zona de intervención. El segundo objetivo era evaluar la posibilidad de intervenir en una superficie de fondo marino superior a unos pocos metros cuadrados, es decir, el escalado de la técnica de restauración. El tercer objetivo era eliminar de la zona de intervención la perturbación del fondo marino asociada al fondeo de embarcaciones. El cuarto objetivo era evaluar la recuperación del funcionamiento ecológico en la zona de intervención.

El ecosistema de referencia es la pradera viva de *P. oceanica* distante unos 200 m de la zona de intervención. La densidad de haces foliares de esta pradera de referencia a la profundidad de 5 m es de 932 haces por m², y la cobertura del fondo marino por pradera viva es del 100 %.

Marco legal

Hábitat prioritario según la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

Decreto 25/2018, de 27 de julio, sobre la conservación de la *Posidonia oceanica* en las Islas Baleares, Consejo de Gobierno de la Comunidad Autónoma Islas Baleares.

Acciones de restauración

- La intervención ha consistido en el plantado de 12.800 fragmentos de rizoma de *Posidonia oceanica* en una superficie de 2 ha de fondo marino donde en el pasado hubo una pradera de esta especie.
- Los fragmentos son de tipo plagiotropo (hábito de crecimiento horizontal) e incluyen un ápice (haz foliar horizontal) y un mínimo de dos haces foliares verticales. Los fragmentos no son arrancados de una pradera donante, sino que se han utilizado los producidos por la dinámica marina y que se acumulan en el fondo. La colecta de estos fragmentos fue llevada a cabo de forma manual por buceadores en la propia bahía de Pollença.
- Cada fragmento es anclado individualmente al sustrato con una varilla de hierro de 6 mm de diámetro, 60 cm de longitud y doblada en forma de «U», a la que se ata el fragmento. Este anclaje es necesario para que los fragmentos tengan la oportunidad de formar nuevas raíces y establecerse en el fondo. Los fragmentos fueron plantados de forma manual por buceadores en grupos de 16, colocados en los nodos de una retícula imaginaria de 5 x 5 m, dispuesta sobre la zona de la intervención. En total se han plantado 800 nodos y cada nodo ocupa una superficie de 1 m².

- Los primeros nodos se plantaron en marzo de 2018 y los últimos en febrero de 2020.
- Debido a la baja disponibilidad de frutos de *P. oceanica* durante la ejecución del proyecto, la intervención se ha realizado en su totalidad usando fragmentos. No obstante, se han establecido también 13 parcelas de 40 x 40 cm con plántulas de *P. oceanica*, para evaluar si este material podría ser utilizado en la restauración de la zona de intervención. Las plántulas se han obtenido a partir de frutos colectados en el arribazón y germinados en acuario.
- Se ha instalado un boyado permanente en superficie en el perímetro de la zona de intervención, para eliminar la perturbación del fondo marino asociada al fondeo de embarcaciones recreativas.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Los principales grupos de interés son el promotor (Red Eléctrica de España) y uno de los socios del proyecto (Govern de les Illes Balears). El primero, como empresa que ejerce su actividad en el medio marino con potencial afectación a praderas de *P. oceanica*; y el segundo, como responsable institucional en Balears de la estrategia de protección de la especie y el hábitat.

Seguimiento de la RE

Con una periodicidad anual, se estima la supervivencia (*i. e.*, porcentaje de fragmentos o plántulas vivos respecto al número inicial) del material plantado en una fracción de los nodos (160/800) y en el 100 % de las parcelas de plántulas. También se estima el tamaño alcanzado (número de haces foliares en el caso de los fragmentos, superficie foliar total en el caso de las plántulas).

Las variables descritas permiten cuantificar el éxito de la plantación. Además, para evaluar la recuperación del funcionamiento ecológico en la zona intervenida y, en concreto, de la función de hábitat para otros organismos, se estima anualmente la abundancia y diversidad de epifauna (crustáceos, mayoritariamente) en los nodos, en superficies equivalentes donde no se ha plantado y en la pradera viva de *P. oceanica* (pradera de referencia) y la abundancia y diversidad de peces tanto en la zona intervenida como en la pradera de referencia.



➤ **Figura I.** Plantado de fragmentos de rizoma de *Posidonia oceanica* con anclaje individual. **Autora:** I. Castejón-Silvo.



➤ **Figura II.** Fragmento de rizoma de *Posidonia oceanica* tres años y medio después de haber sido plantado. Las nuevas raíces que se han formado en el ápice del fragmento lo anclan al sustrato. **Autor:** J. Terrados.

Mantenimiento

El mantenimiento de la plantación implica la revisión del boyado perimetral permanente de la zona para evitar el fondeo de embarcaciones recreativas y el reemplazo de las etiquetas y marcas que identifican los nodos de la plantación.

Desviaciones

Ninguna.

Evaluación final

La supervivencia de los fragmentos de *P. oceanica* tres años y medio después del plantado es superior al 95 %, mientras que la de las plántulas es del 55 %. El tamaño alcanzado por los fragmentos durante estos primeros tres años y medio no ha variado respecto al inicial. Los fragmentos supervivientes han desarrollado nuevas raíces y están enraizados al sustrato. Estos resultados son similares o mejores que los obtenidos en otras plantaciones de *P. oceanica* realizadas en otros lugares del Mediterráneo. Estos resultados indican que tanto el primer como el segundo objetivo de la intervención (iniciar el proceso de recuperación, escalado de la técnica de restauración) han sido alcanzados con éxito tres años después del inicio del proyecto. Por otro lado, el boyado permanente en superficie del perímetro de la zona intervenida ha eliminado la perturbación asociada al fondeo de embarcaciones (tercer objetivo). La abundancia y diversidad de epifauna es similar en los nodos y superficies equivalentes no plantadas y menor que en la pradera de referencia, mientras que la abundancia y la diversidad de ictiofauna es mayor en la pradera de referencia que en la zona de intervención. Estos resultados indican que el funcionamiento ecológico en la zona intervenida no se recupera en el corto plazo (cuarto objetivo).

Persistencia de la zona restaurada

La Demarcación de Costas de Baleares (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) ha concedido un permiso temporal para la ocupación del dominio público marino correspondiente a las 2 ha del fondo donde se ha intervenido. El boyado perimetral permanente de la zona y la vigilancia de una embarcación del Govern de les Illes Balears durante el verano aseguran que no haya perturbaciones asociadas al fondeo de embarcaciones recreativas. El Ayuntamiento de Pollença ha iniciado un proceso de identificación y gestión de los agentes de degradación ambiental de la parte interna de la bahía de Pollença, en cuyo margen externo se sitúa la zona restaurada (navegación en aguas someras, fondeo de embarcaciones recreativas, obras de alimentación de playas, vertido de aguas residuales de origen urbano).

Posidonia oceanica

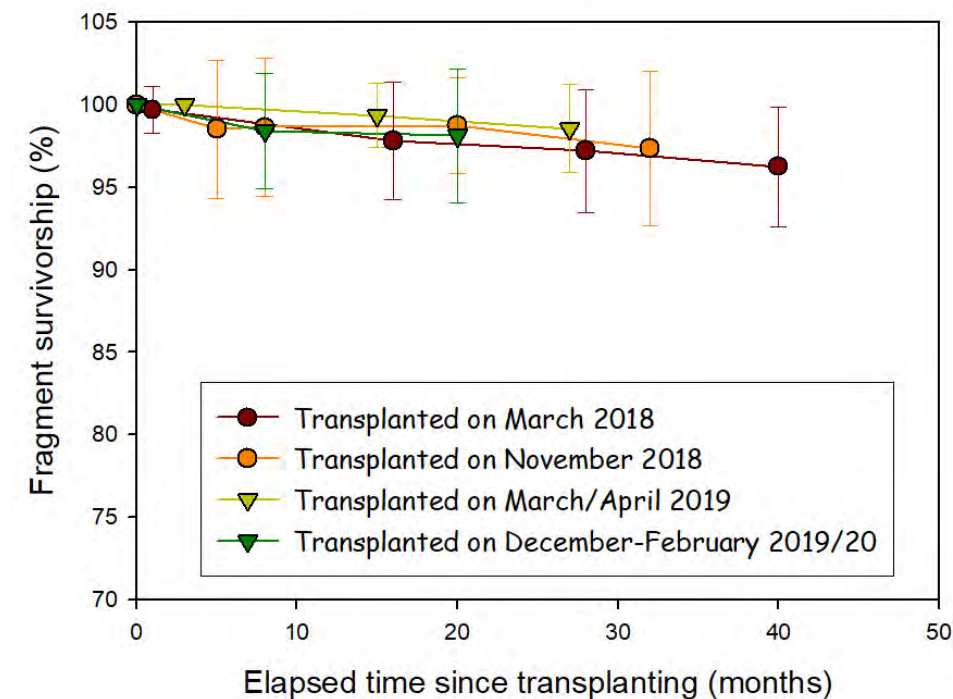


Figura III. Supervivencia de los fragmentos de rizoma de *Posidonia oceanica* plantados. **Autores:** J. Terrados e I. Castejón-Silvo.

Cualificación del personal

El equipo investigador que dirige el proyecto está formado por personal doctor de plantilla del CSIC con experiencia investigadora en la ecología y restauración de praderas de *Posidonia oceanica*. Otro personal del CSIC que ha participado en la monitorización de la plantación han sido graduados en biología, ciencias del mar o ciencias ambientales (titulados superiores, contratación temporal). También han participado técnicos de medioambiente (titulados superiores de plantilla) del promotor (Red Eléctrica de España) y socios del proyecto (Govern de les Illes Balears) en el seguimiento de la ejecución del proyecto y la tramitación de los permisos requeridos. Finalmente, la plantación fue ejecutada por buceadores profesionales y graduados en ciencias del mar o ambientales, trabajadores de la empresa, que obtuvo, tras licitación pública, la ejecución material del plantado de *P. oceanica*.

Más información

Webs:

<https://www.ree.es/es/sostenibilidad/proyectos-destacados/proyectos-ambientales/posidonia-oceanica>
https://imedea.uib-csic.es/sites/bosc/es/home_es/

Autores: Jorge Terrados Muñoz e Inés Castejón-Silvo (Instituto Mediterraneo de Estudios Avanzados, IMEDEA [CSIC-UIB]).

Presupuesto y financiación

Red Eléctrica de España ha financiado la ejecución y seguimiento del proyecto para el intervalo 2017-2025, con un presupuesto total de 840.000 euros. El Consejo Superior de Investigaciones Científicas (en adelante, CSIC) ha aportado personal investigador de plantilla dedicado al proyecto. El proyecto de investigación FutureMARES del programa H2020 de la Comisión Europea ha financiado parte del coste de personal contratado dedicado al proyecto.

Sistemas de control

Nada que indicar.



Nombre del proyecto

SÈLVANS, CONSERVACIÓN Y VALORIZACIÓN DE BOSQUES CENTENARIOS Y DE ALTO VALOR ECOLÓGICO

Localización/Ámbito de actuación

Península ibérica, con proyecto demostrativo en Catalunya (provincias de Girona, Barcelona, Tarragona y Lleida).

La zona principal de actuación se centra en 69 municipios de 7 comarcas (6 de la provincia de Girona y 1 de Barcelona), concretamente: Garrotxa, Gironès, Pla de l'Estany, Ripollès, La Selva, Osona, i Alt Empordà.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Asociación Sèlvans, entidad especializada en la diagnosis, conservación, custodia y valorización de los bosques centenarios, más maduros y de alto valor ecológico.

Entidad/es socia/s del proyecto

Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural de la Generalitat de Catalunya, Diputació de Girona, Universitat de Girona, Consell Comarcal de la Garrotxa, ayuntamientos de los municipios de Sant Feliu de Pallerols, Sant Miquel de Campmajor, Sant Hilari Sacalm, la Vall d'en Bas, la Vall de Bianya, y Planoles.

Empresas colaboradoras: Aguas Danone (Font Vella y Lanjarón), Grifols, Ernesto Ventós, Vytrus Biotech, Comercial Química Massó, Fundación de la Caja de Ingenieros, HUURRE, Costa Brava Mediterranean Foods (Grupo Cañigueral), Tiendas Natura.

Fundación Biodiversidad (años 2012, 2013 y 2015).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Sèlvans nace en 2005 como programa dentro de la Diputació de Girona; en 2012 se ubica dentro del Institut de Medi Ambient de la Universitat de Girona; en 2013 se integra en Fundación Natura («Acciónnatura»); en 2017 se constituye con personalidad jurídica propia en forma de asociación, actualmente en proceso de transformación a la figura de fundación.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I.

En un escenario de crisis energética, con el consiguiente aumento de los precios del gas y de la leña, los bosques centenarios están siendo objeto de tala, de forma alarmante, dado su mayor volumen en existencias madereras y consiguiente mayor rendimiento económico. Esto ocurre tras décadas en las que, debido a un estancamiento del precio de la madera, estos bosques más maduros habían gozado de una cierta protección indirecta.

Desgraciadamente, los bosques centenarios y de alto valor ecológico todavía no gozan, en general, de una protección específica, pese a conformar un patrimonio natural único, escaso, e irremplazable, como «casco antiguo» de nuestra superficie arbórea.

Ecosistemas afectados

Durante 2020 y 2021 Sèlvans se ha centrado en el ámbito de la «Serralada Transversal» (158.754 ha). Sobre esta extensión, y en relación con el tipo de hábitat «bosques», el proyecto trabaja sobre 12 de los 21 hábitats de interés comunitario presentes en Catalunya (2 de ellos prioritarios). Concretamente, los siguientes (ordenados por superficie diagnosticada): 9130-9120-9150-9160-91E0*-9180*-9340-9260-92A0-9540-9330-9240.

* Hábitat prioritario.

Motivación para desarrollar el proyecto

Tanto por una inercia histórica como por la falta de un programa específico institucional, se están perdiendo de forma acelerada bosques con destacados elementos de madurez, perfectos candidatos para formar parte de una ya prescriptiva red de bosques gestionados a dinámica natural. Es por ello sumamente urgente localizarlos y preservarlos, siempre de acuerdo con la respectiva propiedad forestal, que es su primer custodio, y como oportunidad para la misma.

Sèlvans quiere preservar los bosques centenarios, como legado irremplazable en peligro, y como infraestructura verde clave para la naturaleza y para la sociedad, proveedora de los servicios ecosistémicos más amplios y potentes del medio

terrestre: como hábitat de innumerables especies, como sumidero de carbono, como reguladores del régimen hídrico, como nuevos activos de salud y bienestar, y como espacios naturales más resilientes ante el nuevo escenario climático.

Sèlvans promueve la constitución de una red específica de bosques centenarios y de alto valor ecológico que abastece para el año 2030, al menos, un 5 % de la superficie arbórea de Cataluña (unas 67.500 ha), como proyecto demostrativo, en línea con la media europea, y de camino hacia el 10 % de superficie terrestre de protección más sólida que estipula el Pacto Verde Europeo, siempre considerando para la red aquellos bosques con una buena calidad de estación (es decir, sin contar zonas inaccesibles, empinadas o abruptas).

Diagnóstico ecológico

El proyecto diagnostica y busca proteger aquellos bosques que hace mucho tiempo que no se talan (al menos, cuatro décadas), y donde empiezan a proliferar lo que se conoce como «componentes de madurez» del bosque. Principalmente: árboles centenarios o de gran diámetro, árboles grandes secos (bien de pie o tumbados), una presencia significativa de musgo, líquenes y hongos (muchos provenientes de la descomposición de la madera), y cavidades de diferentes medidas y formas. Son estos elementos de madurez los que convierten a los bosques maduros en el ecosistema terrestre más rico en biodiversidad, y su conservación en una medida eficaz y urgente de proteger de forma íntegra un gran número de especies. En muchas ocasiones se trata de sectores de bosque con una estructura irregular, bastante limpios de sotobosque y que proyectan una cierta majestuosidad.

La pérdida de estos bosques o de sus elementos supone un retroceso de su estado ecológico y de restauración en mucho más de un siglo, de ahí la necesidad de localizar y proteger urgentemente sus últimos exponentes.

El proyecto se centra en el conjunto de tipologías forestales existentes en la península ibérica, correspondientes a los ámbitos mediterráneo, atlántico, y eurosiberiano, con prioridad sobre encinares, alcornoques, robledales y masas mixtas mediterráneas.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Sèlvans trabaja específicamente sobre las etapas de «recuperación progresiva» y de «restauración total», para asegurar que se culmina todo un proceso de restitución del estado ecológico y natural más avanzado de ciertos bosques que, ya ahora, cuentan con destacados elementos de madurez.

El objetivo principal que se persigue es preservar los bosques de más alto valor ecológico y centenarios mediante su gestión a dinámica natural, como opción de gestión, donde sólo se interviene mínimamente de forma que, con el paso del tiempo, la naturaleza puede seguir desplegando todo su potencial y esplendor,

y unos servicios ecosistémicos imprescindibles. Junto al objetivo ambiental, se despliega el proyecto también como herramienta de diversificación de la producción forestal y de dinamización del medio rural.

Con todo, se destacan los siguientes objetivos específicos del proyecto:

- Localizar y diagnosticar aquellos bosques más maduros, o incluso ya centenarios, perfectos candidatos a formar parte de una red de bosques gestionados a dinámica natural, como infraestructura verde clave.
- Trabajar codo a codo con la correspondiente propiedad forestal para convertir su participación en una oportunidad para diversificar su producción forestal, y para generarle nuevos ingresos gracias a la materialización de un pago por servicios ambientales basado en la compensación de los derechos de tala de ciertos sectores de bosque de su finca.
- Implicar al tejido empresarial en la canalización de recursos económicos para la preservación efectiva de estos bosques, ofreciéndole herramientas de valorización de sus servicios ecosistémicos a través de los cuales desplegar su responsabilidad social corporativa y sus sistemas de gestión ambiental.
- Convertir la red de bosques centenarios en un motor económico que potencie el desarrollo sostenible del medio rural y la resiliencia de los espacios agroforestales, y la subred de bosques con funcionalidad terapéutica en un nuevo activo de salud y bienestar para la sociedad.
- Interpelar, educar y corresponsabilizar a la sociedad y a los actores del territorio en la salvaguarda y preservación de este patrimonio forestal único e irremplazable.

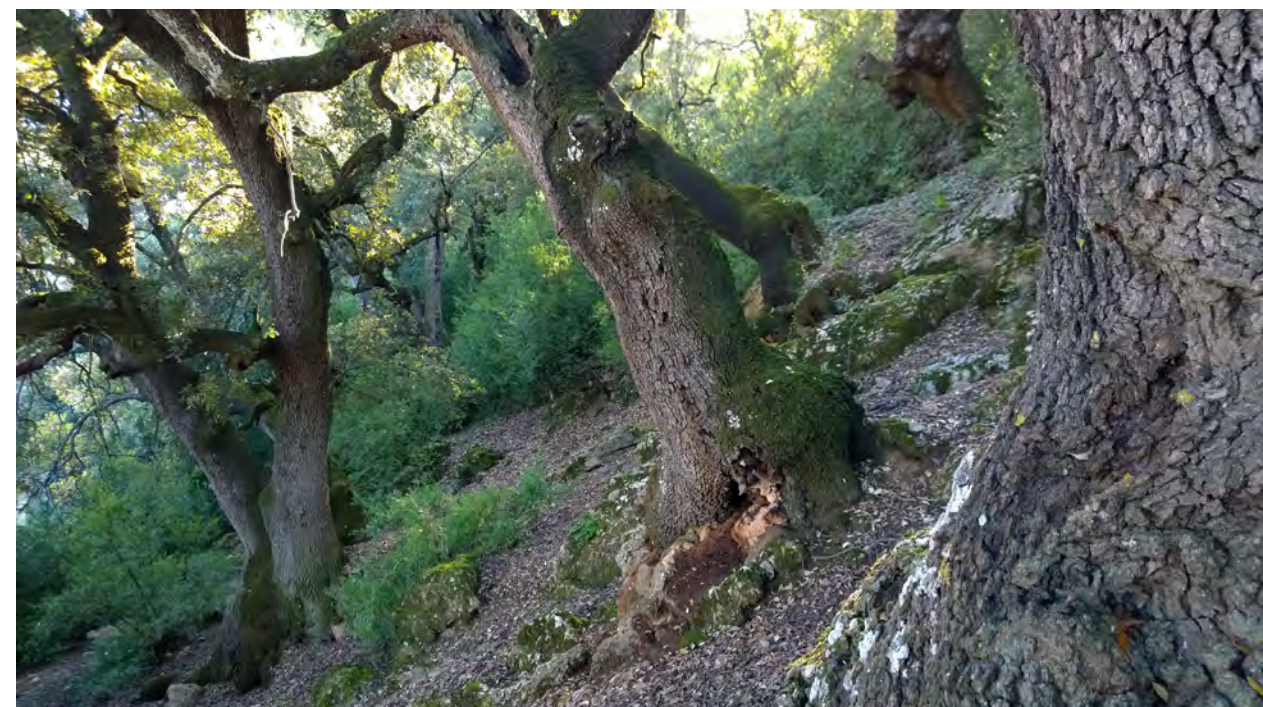
Marco legal

La conformación de una red de bosques de alto valor ecológico, formada por aquellos bosques centenarios y más maduros, y gestionados todos ellos a dinámica natural, forma parte de diversas estrategias medioambientales: la Estrategia Catalana del Patrimonio Natural y la Biodiversidad de Catalunya, el Plan Estatal de Recuperación, Transformación y Resiliencia (componente 4), el Plan Estatal Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017; también es ya un imperativo legal, bajo el artículo 17.4 de la Ley 16/2017, de 1 de agosto, del cambio climático, de Catalunya, y la Ley 7/2020, de 2 de julio, de la Agencia de la Naturaleza de Catalunya.

A nivel europeo, la conformación de una red como la descrita queda recogida en documentos muy recientes como la Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea (del año 2020) y la nueva Estrategia Forestal Europea (del año 2021), ambos documentos integrantes del Pacto Verde Europeo.



➤ **Figura I.** Hayedo majestuoso cerca del municipio de Sant Feliu de Pallerols, en la comarca de la Garrotxa, provincia de Girona. **Autor:** Jaume Hidalgo i Colomé (Sèlvans).



➤ **Figura II.** Encinar maduro que, gracias a su gestión a dinámica natural, culminará y mantendrá su máximo estado ecológico. **Autor:** Jaume Hidalgo i Colomé (Sèlvans).

Acciones de restauración

Una vez localizados los bosques a preservar, la acción de restauración en sí consiste principalmente en asegurar la preservación de su máxima integridad y, así, la culminación de su restauración ecológica. Esto se logra gracias al cierre de un acuerdo de custodia con la respectiva propiedad, para la cual la acción ha de representar una oportunidad.

De entre la decena de fórmulas de custodia que opera Sèlvans, la fórmula más eficaz y prometedora está resultando la materialización de un pago por servicios ambientales a la propiedad, basada en un primer momento en la compensación de los derechos de tala sobre sectores muy concretos de sus fincas, sobre un periodo de entre 15 y 25 años, a renovar en el momento de su vencimiento.

En los bosques custodiados se fomentará la madurez del arbolado y, dependiendo de su estructura actual, se podrá gestionar bien directamente a dinámica natural, bien aplicando actuaciones preparatorias (como el fomento de la irregularidad de la masa, la creación de madera muerta de gran diámetro o, en su caso, la extracción de especies exóticas), o bien con un manejo mínimo para la conservación de la biodiversidad.

Sèlvans promueve el despliegue de proyectos demostrativos de mejora integral de la resiliencia del mosaico agrosilvopastoral de las fincas en custodia, gracias a la reinversión del pago a la propiedad para la ejecución de tareas de mejora de la productividad de la finca. Especialmente: la recuperación de espacios abiertos (que también ayudan a prevenir incendios forestales), la optimización de estructuras arbóreas en masas excesivamente densas, o bien la recuperación de elementos del patrimonio histórico-arquitectónico.

Bajo el planteamiento precedente, la culminación y mantenimiento de la restauración ecológica de ciertos sectores de bosque (aquellos más maduros) permite avanzar a su vez en la restauración de sectores circundantes, los cuales se encuentran todavía en etapas previas en la secuencia de restauración.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

En un contexto en el que aproximadamente un 75 % de la superficie forestal en Catalunya es de propiedad privada, y que esta en muchas ocasiones desconoce el auténtico valor de estos bosques, Sèlvans trabaja en estrecha colaboración con la misma, ofreciéndole diversas propuestas para la custodia y conservación de los bosques centenarios, como nuevo recurso forestal para su propiedad, y siempre como oportunidad para la misma y el territorio.



Figura III. Los bosques centenarios despliegan unos servicios ecosistémicos clave, entre estos la regulación del régimen hídrico. Autor: Jaume Hidalgo i Colomé (Sèlvans).

Sèlvans trabaja en la canalización de recursos de los sectores secundario y terciario hacia el primario, razón por la cual busca la implicación (económica) del tejido empresarial, un segundo grupo de interés clave para el despliegue del proyecto. Para favorecer su implicación, Sèlvans trabaja una serie de instrumentos de valorización de los servicios ecosistémicos de estos bosques, que las empresas puedan aprovechar para desplegar su responsabilidad social corporativa y sus sistemas de gestión ambiental a través de la compensación de sus impactos ambientales.

Finalmente, y por supuesto, el proyecto cuenta con otros actores locales y comarcales como ejes clave del proyecto (ayuntamientos, entidades gestoras de los espacios naturales, instituciones de investigación, otras organizaciones no gubernamentales, etc.).

Sèlvans trabaja como paraguas y nexo de unión entre una red de actores públicos y privados muy diversa.

Seguimiento de la RE

Sèlvans ha elaborado una primera propuesta de un «Índice de Biodiversidad Potencial específico para los bosques de alto valor ecológico y más maduros» (IBP-BM), como herramienta de valoración de la biodiversidad en estos bosques específicamente. Este IBP-BM se basa en el IBP Catalunya-Región mediterránea, ampliándolo y afinándolo con una serie de nuevos parámetros específicamente vinculados a los bosques más maduros.

Mantenimiento

Una vez custodiados los sectores de interés, Sèlvans realiza un seguimiento con las respectivas propiedades forestales, incluyéndose la realización de visitas periódicas a las fincas para hacer una actualización de la evolución de los rodales custodiados, así como asesorar a la propiedad sobre pautas para la compatibilización de los distintos usos del bosque.

En función de los recursos disponibles y del interés por parte de la propiedad, se plantea la posibilidad de establecer en estos bosques estaciones de investigación de largo seguimiento, de cara a profundizar en el conocimiento sobre la riqueza ecológica y los procesos naturales de estos laboratorios naturales en continua evolución.

Desviaciones

Una de las principales lecciones aprendidas es la necesidad de disponer, urgentemente, de un instrumento económico potente para compensar a la propiedad por las externalidades positivas que ofrecen estos bosques, como nuevo recurso forestal, aplicado de forma voluntaria, y verdadera oportunidad para la propiedad forestal y el territorio. En el momento de contar con este instrumento, el proyecto podría lograr avances sólidos y notorios con relativa rapidez.

Uno de los retos del proyecto es la transversalidad de los ámbitos de acción: forestal, de custodia del territorio, de desarrollo rural, turístico, de salud y bienestar, de responsabilidad social corporativa, social, etc.

Evaluación final

A finales de 2020, Sèlvans dispone por primera vez de una radiografía afinada en relación a la superficie de bosque diagnosticada como «centenaria y/o de alto valor ecológico» en Catalunya y a su nivel de protección. Así, de camino hacia el objetivo del 5 % como superficie arbórea gestionada a dinámica natural, ha logrado diagnosticar 1.472 rodales (33.331,47 ha) equivalentes a un 2,47 %. No obstante, solamente un 1,49 % (sobre el objetivo del 5 %) dispone de un cierto grado de conservación y custodia.

A lo largo de sus diferentes etapas, Sèlvans ha contribuido a preservar un 37,7 % de todos estos bosques (466 rodales y 7.941 ha).

Sèlvans ha tejido una red de más de 140 actores públicos y privados en el territorio.

En relación con el «Índice de Biodiversidad Potencial específico para los bosques de alto valor ecológico y más maduros», este se ha aplicado como primera diagnosis a diez bosques piloto, sobre los que se tiene previsto realizar un seguimiento cada 5 a 10 años.

Durante el otoño de 2022, Sèlvans pone en marcha, junto a la Universitat de Girona, la «Cátedra del Bosque», la cual tiene por objetivo promocionar el estudio y aplicación de herramientas de valorización de los servicios ecosistémicos de los bosques, la mejora de su resiliencia integral, el impulso de iniciativas y proyectos técnico-científicos, y el intercambio y transferencia de conocimiento y tecnología en la materia. El despliegue efectivo de este objetivo se lleva a cabo por medio de cuatro líneas de trabajo: territorio, biodiversidad, acción climática, y salud y bienestar.

Persistencia de la zona restaurada

La preservación efectiva de los bosques diagnosticados como centenarios y de alto valor ecológico se recogen en un acuerdo de custodia con la respectiva propiedad forestal, normalmente como contrato de compra de derechos de tala sobre ciertos sectores, materializado como pago por servicios ambientales. Una vez cerrado se trabaja para adaptar el correspondiente instrumento de ordenación forestal.

Presupuesto y financiación

En sus inicios en la Diputació de Girona, Sèlvans movilizó aproximadamente 1,5 MIO € para la compra de derechos de tala. Desde 2013, y ya operando desde el tercer sector ambiental, ha podido desplegarse gracias a diversas ayudas públicas y a una creciente implicación del sector privado (empresas, sobre todo).

Desde 2017, ya como entidad propia, Sèlvans ha canalizado 131.922 € directamente a 13 propiedades forestales privadas para la preservación sobre 15 a 25 años de 174,29 ha de bosque de alto valor ecológico.

Para implicar al sector privado —empresarial sobre todo—, Sèlvans impulsa diversas herramientas de despliegue de responsabilidad social corporativa: la iniciativa «Compensanatura», que trabaja la compensación de la ocupación del suelo, un crédito de carbono específicamente vinculado a la salvaguarda de estos bosques (para la compensación de las emisiones no evitables), y una red de bosques con funcionalidad terapéutica (como nuevo activo de salud y bienestar para la empresa, el territorio y la sociedad).

Sistemas de control

En 2018 Sèlvans desarrolló una primera versión de un estándar de calidad de los bosques con funcionalidad terapéutica, revisado en 2021. Como fundamento, dicho estándar se basa en los siguientes seis pilares: i) la calidad del bosque, la accesibilidad y la tranquilidad del espacio; ii) el acuerdo, custodia y contraprestación con la respectiva propiedad forestal; iii) unos itinerarios e infraestructuras diseñados específicamente para la actividad; iv) un guiaje profesional en base a una formación reglada propia; v) la concertación con actores locales, y como actividad dinamizadora del territorio; y vi) el seguimiento médico y la investigación científica.

Cualificación del personal

Desde 2005, Sèlvans siempre ha sido liderado y dirigido por Jaume Hidalgo i Colomé, fundador e impulsor del Sèlvans, como ingeniero de montes y doctorado por la Universidad Politécnica de Madrid con especialidad en silvopascicultura.

El equipo base de Sèlvans se completa con un geógrafo como técnico centrado en sistemas de información geográfica, en la promoción de la custodia, y en la implementación de itinerarios con funcionalidad terapéutica; también, con un técnico, máster en estudios internacionales y cooperación al desarrollo, focalizado en el desarrollo y aplicación de herramientas de valorización de los servicios ecosistémicos de los bosques más maduros, en la captación de fondos, y en comunicación.

Complementan el equipo pluridisciplinar una licenciada en ciencias ambientales, una bióloga (responsable de formación y uso público) y una geógrafa (coordinadora del equipo de guías), los dos últimos perfiles vinculados más específicamente con el universo de los bosques con funcionalidad terapéutica.

Aquellas actividades que se desarrollan dentro de la «Cátedra del Bosque», impulsada como sinergia entre Sèlvans y la Universitat de Girona, cuentan con la dirección de Joan Nogué, Catedrático de Geografía Humana de la Universitat de Girona, y director del Observatori del Paisatge entre 2005 y 2017.

Más información

Web:

www.selvans.org

Autoría: ONG Sèlvans (www.selvans.ONG)



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN AMBIENTAL DEL CABEZO VENTURA (TÉRMINO MUNICIPAL DE CARTAGENA, MURCIA)

Localización/Ámbito de actuación

Término Municipal de Cartagena (Murcia).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Fundación Sierra Minera.

Entidad/es socia/s del proyecto

Fundación Caja Murcia, Bankia, Caixa Bank, Ayuntamiento de Cartagena, Hidrogea, INIA-CSIC.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Octubre de 2019-junio de 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Silvicultura. Entre 1974 y 1976 se realiza una repoblación forestal no mecanizada en la zona, sin preparación previa del suelo. La única especie de plantación es *Pinus halepensis*, introducida con una densidad de plantación media de 1960 pies/ha.

Grupo X. Catástrofes naturales. Tras la sequía extrema del periodo 2014-2016, se produce una mortandad masiva del pinar de repoblación, principalmente en la orientación sur, con un 82 % de pinos muertos. En años posteriores no se produce reclutamiento de semilla.

Grupo XII. Vertido ilegal y flora exótica. El vertido ilegal de inertes en un antiguo hueco de explotación de la roca volcánica ha favorecido el desarrollo de una densa comunidad de la planta exótica invasora *Nicotiana glauca*.

Ecosistemas afectados

Matorrales esclerófilos:

- Hábitat 5330. Matorrales termomediterráneos y preestépicos.
- Hábitat 5220*. Matorrales arborescentes con *Ziziphus*.

Motivación para desarrollar el proyecto

La población local, como principal usuaria de este espacio natural, detectó en 2017 el decaimiento masivo del pinar de repoblación y lo comunicó a la Fundación Sierra Minera, que buscó el asesoramiento técnico y las vías de financiación para ejecutar el proyecto de restauración.

Diagnóstico ecológico

El Cabezo Ventura (149 m) es uno de los numerosos cabezos volcánicos del campo de Cartagena y de la franja sublitoral del Mar Menor (Región de Murcia). Tiene su origen en erupciones secundarias del Mioceno superior (aproximadamente, 7 millones de años) de tipo basáltico, con predominio de traquiandesitas.

El suelo es un *Haploxeroll* lítico, originado por degradación de las rocas volcánicas explosivas, ricas en feldespatos alcalinos y sílice. El perfil dominante del suelo es un A-AR-R, con horizonte A muy variable, de 0-30 cm, aunque a menudo es menor de 20 cm en laderas de solana del cabezo. El carbono orgánico superficial presenta una concentración media del 3,5 % en umbría y del 2,2 % en solana.

El clima del Campo de Cartagena es semiárido-cálido. La precipitación media anual es de 310 mm y la temperatura media de 17,7 °C, siendo los meses más cálidos (junio a agosto) también los más secos, lo que caracteriza un elevado déficit hídrico. La estación fría es bastante suave y las heladas prácticamente inexistentes.

Existe una larga historia de ocupación y usos tradicionales del cabezo por parte de la población local. Desde la primera Edad del Hierro (VII a.C.) hasta la actualidad, la zona ha sido usada para actividades de pastoreo, pozos de agua, recolección de plantas, caza, zona de esparcimiento, etc. Hasta los años cincuenta del pasado siglo, el cabezo todavía estaba ocupado íntegramente por un palmitar de *Chamaerops humilis*.

Durante la década de los setenta, gran parte del cabezo fue repoblado con *Pinus halepensis*. La repoblación debió de presentar una preparación del suelo de baja mecanización, ya que no se aprecian subsolados ni aterrazados. La mortalidad masiva del pinar de repoblación tras la sequía del 2014-2016 dejó ver una degradación importante del palmitar de *Chamaerops humilis* original, con presencia de algún ejemplar aislado de *Ziziphus lotus* y *Periploca angustifolia*, que formaban parte de los matorrales esclerófilos originales. En años posteriores, no se ha observado reclutamiento de nuevos pinos a partir del banco de semilla.

En 2003, se inició la construcción de un polígono industrial al norte del cabezo, quedando este como única zona verde del área industrial. En su falda sur existe un hueco de explotación de roca, en parte transformado en vertedero ilegal de escombros, por lo que ha proliferado la planta exótica invasora *Nicotiana glauca*.

Durante el estudio de diagnóstico ecológico del cabezo se identificaron como posibles indicadores medibles de la restauración del espacio: i) la extensión y número de pinos en decaimiento o muertos; ii) el número de pies existentes de las principales especies perennes integrantes de los hábitats 5330 y 5220*; iii) la extensión y número de ejemplares de la exótica invasora *Nicotiana glauca*; y iv) el número de especies de avifauna que hacían uso del cabezo en paso, campeo o nidificación.

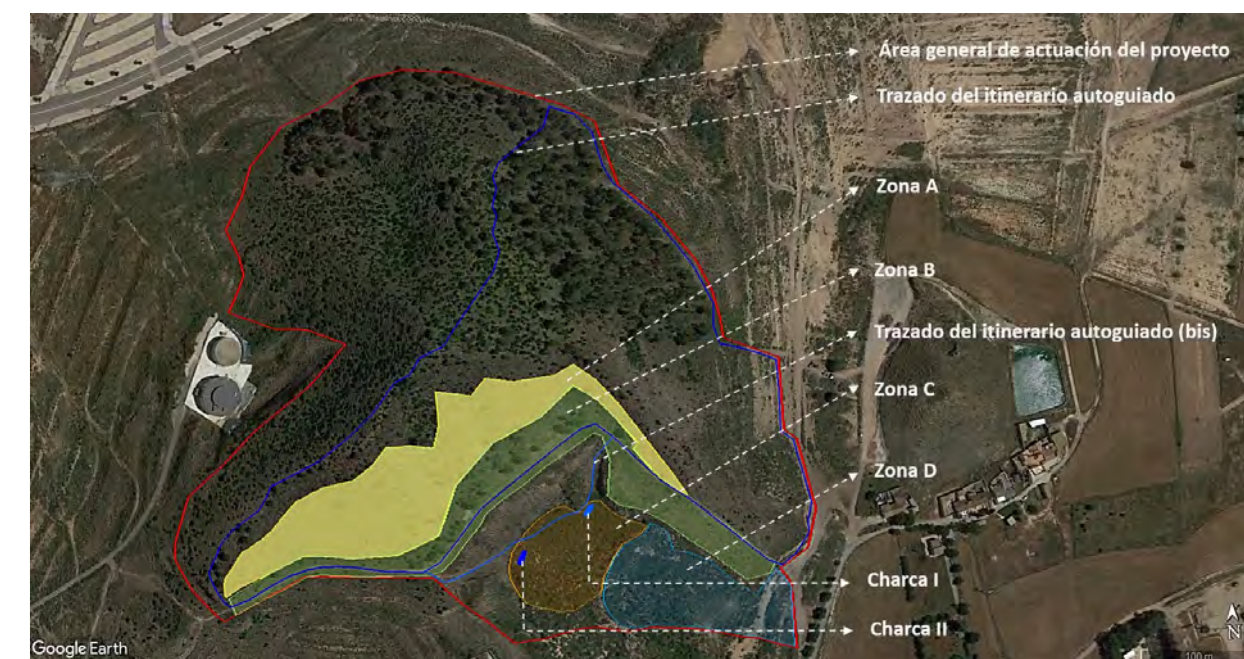


Figura 1. Zonificación de acciones: Zona A (Saneamiento del pinar, eliminación de *Nicotiana* y plantación); Zona B (Eliminación de *Nicotiana* y plantación); Zona C (Explanación y remodelación de taludes, eliminación de *Nicotiana* y plantación); Zona D (Explanación y remodelación de taludes, eliminación de *Nicotiana*). Autoría: Ortofoto Google Earth 2020.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Objetivo de la restauración: rehabilitación.

Objetivos específicos:

- Sanear la masa de repoblación de pino carrasco (*Pinus halepensis*) en la cara sur del Cabezo Ventura, tras la mortalidad masiva producida por efecto de la sequía acaecida durante el periodo 2014-2016.
- Mejorar la cubierta vegetal existente mediante la creación de manchas de vegetación resilientes al estrés hidrotérmico, con especies de hábitats naturales propios de los afloramientos volcánicos del entorno del Mar Menor.
- Promover la adaptación de la vegetación al cambio climático mediante la reducción de competencia con especies exóticas invasoras.
- Promover la recuperación de la fauna local mediante la instalación de cajas nido adaptadas para diversas especies de aves y dos charcas artificiales como puntos de agua.
- Crear un itinerario autoguiado e interpretativo de los valores geológicos, históricos y naturales del cabezo, con señalética descargable en línea.

Ecosistema de referencia. A partir de las ortofotos históricas disponibles y de los estudios sobre la vegetación potencial de la comarca, se eligió como ecosistema de referencia el mosaico de matorrales esclerófilos que conforman el «Hábitat 5330. Matorrales termomediterráneos y preestépicos» y el «Hábitat 5220*. Matorrales arborescentes con *Ziziphus*». Se trata de palmitares con diversos arbustos y matorrales iberonorteafricanos heliófilos, que son dominantes en laderas termomediterráneas semiáridas de solana, no perturbadas. Entre las especies principales, además del palmito (*Chamaerops humilis*), aparecen *Periploca angustifolia*, *Maytenus senegalensis*, *Ziziphus lotus*, *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus lycioides* y *Olea europea* var *sylvestris*.

Marco legal

El área restaurada no tiene ninguna figura legal de protección ambiental específica, si bien linda con diversos yacimientos arqueológicos. El marco normativo aplicado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia es el siguiente:

- Ley 21/2015, de 20 de julio, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes.
- Ley 8/2014, de 21 de noviembre, de Medidas Tributarias, de simplificación Administrativa y en Materia de Función Pública.



➤ **Figura II.** Estado previo (arriba) y final (abajo) de áreas de saneamiento del pinar en decaimiento (izda.) y eliminación de la exótica invasora *Nicotiana glauca* (dcha.). **Autor:** José A. Navarro Cano.

- Ley 10/2018, de 9 de noviembre, de Aceleración de la transformación del Modelo Económico Regional para la Generación de Empleo Estable de Calidad.
- Decreto 50/2003, de 30 de mayo, por el que se crea el Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia y se dictan normas para el aprovechamiento de diversas especies forestales.
- Orden de 25 de enero de 2011 de la Consejería de Agricultura y Agua, y Orden de 24 de mayo de 2010, de la Consejería de Agricultura y Agua, sobre Medidas de Prevención de Incendios Forestales en la Región de Murcia para el año 2010.
- Real Decreto 216/2019, de 29 de marzo, por el que se aprueba la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la región ultraperiférica de las islas Canarias y por el que se modifica el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.
- Ley 4/2007, de 16 de marzo, de Patrimonio Cultural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Acciones de restauración

Acción 1. (Objetivo 1). Saneamiento de parte del pinar de repoblación en decaimiento en la ladera sur del cabezo (zona A). Apeo, desramado, tronzado y saca de madera muerta de calibre mayor de 5 cm. Uso *in situ* de parte del ramaje de calibre menor de 5 cm para la protección de plantones introducidos en la acción 2. Fecha de actuación: noviembre de 2019-marzo de 2020. Superficie de actuación: 22.560 m².

Acción 2. (Objetivos 2 y 3). Explanación y remodelación de taludes en antiguo hueco de explotación en la falda sur del cabezo, que se ha usado como vertedero incontrolado de inertes (zonas C y D). Uso de pala excavadora. Fecha de actuación: noviembre-diciembre de 2021. Superficie de actuación: 22.600 m².

Acción 3. (Objetivo 3). Eliminación de la exótica invasora *Nicotiana glauca*. En ladera (zona A), se retirará manualmente, mientras que, a los lados de la pista perimetral (zona B) y en el hueco de explotación usado como vertedero (zonas C y D), se sepultará mediante volteo con retroexcavadora. Traslado de los restos vegetales a vertedero autorizado en el término municipal de Cartagena. Fecha de actuación: diciembre de 2019, diciembre de 2021, enero-marzo de 2022. Superficie de actuación: 35.180 m².

Acción 4. (Objetivo 2). Plantación de nueve especies autóctonas de los hábitats 5220 y 5330 en tres fases. Uso de plantones de una savia de *Chamaerops humilis*, *Rhamnus oleoides* subsp. *angustifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Maytenus senegalensis*, *Periploca angustifolia*, *Ziziphus lotus*, *Olea europea* var. *sylvestris*, *Pinus halepensis* y *Tetraclinis articulata*. Cultivo en alveolo de volumen variable según

la especie. Procedencia de las semillas locales. Plantación mediante ahoyado manual con densidad de plantación ajustada a la disponibilidad de profundidad de suelo mínima de 20 cm en ladera (zona A). Plantación mecanizada mediante ahoyado con cazo de 30 cm en una banda de 10 m a los lados de la pista forestal perimetral del cabezo (zona B) y en la escombrera de vertidos no controlados (zona C). Protección mediante malla antiherbívoros del 90 % de los plantones y mediante cubiertas de ramas de pino en el 10 % de los plantones. Riegos de establecimiento, de primavera y verano durante el primer año. Fecha de actuación: enero de 2020, enero de 2021, febrero de 2022. Superficie de actuación: 40.880 m².

Acción 5. (Objetivo 4). Instalación de cajas nido adaptadas para diversas especies de aves y construcción de dos charcas artificiales como puntos de agua para la fauna (zonas A y C). Fecha de actuación: enero-junio de 2022. Superficie de actuación: 129.119 m².

Acción 6. (Objetivo 5). Creación de itinerario autoguiado para la puesta en valor del patrimonio natural e histórico del cabezo. El itinerario incluye información descargable en línea sobre la justificación y acciones del proyecto de restauración del Cabezo Ventura. Campaña de promoción del itinerario mediante su realización con guías especializados que han participado en la obra. Fecha de actuación: enero-junio de 2021 y de 2022. Superficie de actuación: 129.119 m². Superficie total de actuación: 166.530 m².

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

La Fundación Sierra Minera ha presentado informe de resultados y justificación del proyecto a las entidades públicas y privadas que han financiado el proyecto (CaixaBank, Fundación Cajamurcia, Ayuntamiento de Cartagena). A través de su programa de actividades divulgativas y voluntariado ambiental, informa de las actividades realizadas en el marco del proyecto y da a conocer mediante rutas guiadas y actividades de voluntariado ambiental el espacio restaurado. Además, desde su página web difunde actualizaciones y pone a disposición de las personas interesadas información acerca del valor natural e histórico del cabezo, así como de las acciones realizadas en el marco del proyecto de restauración. Toda la información está accesible *in situ* mediante códigos QR colocados a lo largo del itinerario creado dentro del área restaurada.

Seguimiento de la RE

Acción 1. Saneamiento de parte del pinar de repoblación en decaimiento en la ladera sur del cabezo. Indicador: se apearon y tronzaron 120 pinos muertos todavía en pie y se sacaron manualmente previo desramado y tronzado 240 pinos tumbados que fueron llevados a vertedero. Aproximadamente la mitad del ramaje liberado se usó en la protección de 170 plantones establecidos en la acción 5. El resto se dejó *in situ* previo palustreo.

Acción 2. Explanación y remodelación de taludes en antiguo hueco de explotación en la falda sur del cabezo, que se usaba como vertedero incontrolado de inertes. Indicador: 37.000 m² de terreno cubierto de escombros han sido remodelados, con retirada de inertes y reperfilamiento de taludes. Esta preparación del suelo ha permitido la creación de tres sectores de distinta vocación: zona de aparcamiento, zona elevada libre de inertes y zona deprimida con plantación y creación de puntos de agua.

Acción 3. Eliminación de la exótica invasora *Nicotiana glauca*. Indicador: 50.580 m² liberados de la invasora. Se ha extraído de modo manual unos 1.400 ejemplares de todas las clases de edad en las zonas A y B. No obstante, se observa rebrote de cepa de ejemplares leñosos de gran porte, que no pudieron ser extraídos de raíz, lo que ha obligado a sucesivas campañas de erradicación. En las zonas C y D, se han arrancado y sepultado por medios mecánicos unos 1.976 ejemplares adultos y un número indefinido de jóvenes y plántulas. Está previsto un seguimiento de la parcela durante 2023 para detectar posible rebrote de ejemplares cuyas raíces hayan quedado en superficie.

Acción 4. Plantación de 9 especies autóctonas de los hábitats 5220 y 5330 en tres fases. Indicador: plantación de un total de 1.940 ejemplares. La densidad de plantación final ha sido de 405 pies/ha. El número de plantones por especie durante la segunda y tercera fase (2021 y 2022) se ha ajustado de acuerdo con la supervivencia observada un año después de la plantación en la primera fase. *P. halepensis* se ha usado de modo testimonial (50 plantas), destinada principalmente a crear el sombreado de la zona de aparcamiento y acceso.

Acción 5. Instalación de 60 cajas nido tanto de aves forestales como rupícolas y construcción de dos charcas artificiales (100 m²) como puntos de agua para la fauna (zonas A y C). Fecha de actuación: enero-junio de 2022. Superficie de actuación: 129.119 m².

Acción 6. Creación de itinerario circular autoguiado de 1.900 m para la puesta en valor del patrimonio natural e histórico del cabezo. El itinerario incluye información descargable en línea sobre la justificación y acciones del proyecto de restauración del Cabezo Ventura (2 paneles explicativos, 9 placas QR y 6 placas de indicación de dirección). Campaña de promoción del itinerario mediante su realización con guías especializados que han participado en la obra. Fecha de actuación: enero-junio de 2021 y de 2022. Superficie de actuación: 129.119 m².

Mantenimiento

La Fundación Sierra Minera ha formalizado un convenio de colaboración con el Ayuntamiento de Cartagena y acuerdos con entidades privadas para garantizar la financiación del seguimiento y mantenimiento de las plantaciones establecidas, así como de las señales informativas colocadas. Así mismo, hace un seguimiento de la ocupación de los nidales creados. El plan incluye una evaluación del estado de la vegetación establecida un año después del establecimiento, así como el aporte de riegos de socorro en caso de que el año hidrológico posterior a la plantación sea extremadamente seco. Está prevista la retirada de protectores antiherbívoros a partir del tercer año de plantación. También se está haciendo un seguimiento de la efectividad en la eliminación de *Nicotiana glauca*.

Desviaciones

Las principales desviaciones surgidas tienen que ver con las siguientes acciones del proyecto:

Acción 1. La superficie de actuación para el saneamiento del pinar se reajustó sobre el cálculo inicialmente proyectado (de 36.364 a 22.560 m²), para aumentar las cautelas de protección del patrimonio arqueológico y de la flora de interés de la cara N del cabezo, a petición de la Dirección General de Bienes Culturales y de la Dirección General del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Se acordó reducirla mediante la creación de una banda de protección de 20 m desde la línea de cumbres hacia la ladera S, para evitar riesgos de afectación a yacimientos arqueológicos cercanos y a flora de interés.

Acción 4. La densidad de plantación final de cada especie tuvo que reajustarse en distintos sectores de plantación en ladera, debido a la escasa profundidad de suelo. Se optó por no realizar ahoyado en estos puntos para evitar la proliferación de marras en la plantación. Así mismo, se redujo la densidad de plantación notablemente en manchas de palmitar en buen estado de conservación. Tras la primera fase de plantación en 2021, se observó la entrada de un rebaño de ganado ovino en la zona en restauración, por lo que se informó al pastor de las tareas realizadas y se le solicitó buscar zonas de pastoreo cercanas.

Acción 5. La mecanización de las obras de preparación del terreno en el sector C permitió abaratar costes. Lo que se tradujo en la creación de una segunda charca artificial sin incremento del presupuesto.

Acción 6. Diez meses después de la colocación de los paneles y señalética en la zona de restauración, fue vandalizado uno de los dos carteles principales colocados, lo que obligó a su reparación. Ante el riesgo de nuevos episodios de vandalismo se ha procedido a la impresión y almacenamiento de copias de toda la cartelería de la obra.



➤ **Figura III.** Actuaciones en Zonas C y D. Vista general tras las obras de remodelación del terreno y eliminación de la exótica invasora *Nicotiana glauca* (arriba). Ahoyado mecánico para plantación (izda.). Charca artificial (centro). Nidal para rapaces rupícolas (dcha.). **Autor:** José Manuel Escarabajal.

Evaluación final

Los resultados obtenidos hasta el momento son valorados como muy satisfactorios y cercanos a los objetivos iniciales del proyecto. Los argumentos para este análisis son los siguientes:

- Se ha producido el saneamiento de parte del pinar en decaimiento, que era percibido por la población local como un signo de degradación paisajística del cabezo.
- Se ha puesto en recuperación un hueco de explotación cubierto de escombros e inertes que favorecía nuevos vertidos en un proceso de retroalimentación negativa. De esta manera, por primera vez en la zona se promueve la recuperación de este espacio degradado como un espacio de vocación natural.
- Se ha iniciado el proceso de recuperación de la vegetación, introduciendo comunidades vegetales autóctonas más resistentes a eventos de sequía y con un alto valor de conservación, al formar parte de hábitats de interés comunitario. De esta manera se revaloriza ambientalmente el cabezo y se promueve su adaptación al cambio climático. Al mismo tiempo, se combate la proliferación de comunidades de exóticas invasoras de escaso valor ecológico y que ejercen una competencia sobre la vegetación autóctona.
- Algunas de las cajas nido establecidas ya presentan signos de ocupación a los pocos meses de ser colocadas. La creación de dos puntos de agua para la fauna, aunque de dinámica estacional, pueden contribuir a fijar poblaciones de fauna local.

Persistencia de la zona restaurada

La titularidad municipal del área restaurada (Ayuntamiento de Cartagena) garantiza su conservación a largo plazo.

Presupuesto y financiación

Presupuesto total: 71.972 € (97 % de financiación privada).

Entidades financiadoras: CaixaBank, Bankia, Fundación Cajamurcia, Ayuntamiento de Cartagena, Hidrogea, Fundación Sierra Minera.

Sistemas de control

El proyecto no cuenta con un sistema de certificación oficial. No obstante, su diseño y ejecución se ha basado en los «Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica», de la Society for Ecological Restoration (2019).

Cualificación del personal

Dirección técnica: 1 titulado superior especialista en restauración ecológica.

Dirección administrativa y gerencia: 1 titulado superior, gerente de la Fundación Sierra Minera.

Operarios de obra: 1 técnico de actividades profesionales con capacitación en trabajos forestales + 3 operarios con experiencia en tareas selvícolas y de xerojardinería + 1 guía ornitológico y educador ambiental.

Colaboración: 1 titulado superior master en restauración ambiental.

Más información

Webs:

<https://fundacionSierraMinera.org/>

<https://fundacionSierraMinera.org/destacados/restauracion-ambiental-de-una-antigua-cantera-al-pie-del-cabezo-ventura/>

<https://fundacionSierraMinera.org/destacados/un-itinerario-ambiental-creado-para-poner-en-valor-el-cabezo-ventura/>

Autores: José Antonio Navarro Cano (INIA-CSIC); Pedro Martos Miralles (Fundación Sierra Minera); José Manuel Escarabajal (Fundación Sierra Minera); y Tiago Esteves Carvalhaes (INIA-CSIC).



Nombre del proyecto

DISEÑO Y DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA PARA LA RESTAURACIÓN INTEGRAL DE LA CANTERA ANDAROLETA

Localización/Ámbito de actuación

Bancos superiores de la cantera Andaroleta, ubicada en Zaramillo-Güeñes, Bizkaia.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Heidelberg Materials.

Entidad/es socia/s del proyecto

Fundación Tormes-EB.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Diciembre 2016-enero 2023.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II. Industria extractiva.

La perturbación del espacio se debe al aprovechamiento minero de roca caliza, englobado en el «Grupo II. Industria extractiva» (minería, dragados, perforaciones, etc.).

Ecosistemas afectados

La vegetación que engloba la cantera y las superficies limítrofes pertenece a la asociación fitosociológica *Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris*. Englobada dentro del **HIC 9160 «Bosques pirenaico-cantábricos de roble y fresno»**.

Según la cartografía actual existen varias teselas, en el exterior del límite de afección, asignadas a los **HIC 6510 «Prados pobres de siega de baja altitud»** y **HIC 4030 «Brezales secos europeos»**.

De manera más discreta, existen manchas de encinar cantábrico, englobado en el **HIC 9340. «Encinares de Quercus ilex y Quercus rotundifolia»**.

Motivación para desarrollar el proyecto

La restauración de los terrenos está motivada por la estrategia ambiental de Heidelberg Materials, que no sólo cumple con lo dispuesto en la Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas, sino que, gracias al Plan de Gestión de Biodiversidad (PGB) de la cantera anticipa, amplía y mejora los objetivos del Plan de Restauración del Entorno Natural (en adelante, PREN) a la fase de explotación activa, compaginando el proceso extractivo con la restauración y gestión activa de la biodiversidad.

Diagnóstico ecológico

El punto de partida es el banco configurado en el que la roca caliza desnuda, carente por completo de sustrato, supone la plataforma sobre la que iniciar todas las tareas de restauración. En los taludes rocosos de los bancos destacan llamativamente la atención las irregularidades de roca, con numerosos salientes y fisuras en algunas zonas, que dan lugar a un perfil muy irregular tras la realización de las voladuras de producción. Esta característica se considera muy interesante a la hora de favorecer la paulatina colonización vegetal de la pared rocosa.

La ausencia total de vegetación y la presencia prácticamente nula de fauna (que se restringe fundamentalmente a aves de paso) son la tónica general en las superficies destinadas a restauración.

Los dos bancos que forman parte de la experiencia de restauración integral quedan configurados de la siguiente manera:

- Banco cota 365: presenta una superficie de 814 m² y un perímetro de 306 m. Tiene una longitud total de extremo a extremo de 138,71 m, y orientación NO-SE.
- Banco cota 345: cuenta con una superficie de 1.521 m² y un perímetro de 319 m. De extremo a extremo mide 154,12 m y también posee una orientación NO-SE.

A nivel estructural, tal y como se recoge en el PREN vigente, las bermas finales son de 8 m de anchura y 20 m de altura. Esta configuración es la más adecuada para el proceso extractivo y es el punto de partida del planteamiento de restauración integral, que podrá jugar con el aporte de tierras y materiales de pequeño calibre procedentes de desmontes para generar una microtopografía en cada banco, y posteriormente llevar a cabo una revegetación basada en modelización de hábitats colindantes y, finalmente, una serie de actuaciones de fomento de la refaunación.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo general de la restauración integral de los bancos 365 y 345 es el de recuperar progresivamente los ecosistemas naturales propios de la zona de actuación.

A partir de aquí se desglosan una serie de objetivos específicos que se enumeran a continuación:

- Desarrollar acciones específicas en los niveles de vegetación, fauna, ecosistemas y paisaje conforme a la metodología de «Modelización de hábitats».
- Activar y catalizar la sucesión secundaria de los ecosistemas potenciales, en función de la vocación ecológica del emplazamiento.
- Establecer una metodología de seguimiento de la restauración que permita evaluar los resultados en periodos de 2, 5, 10 y 15 años.
- Generar una metodología de restauración integral extrapolable a todas las canteras del grupo en la cornisa cantábrica.

Como ecosistemas de referencia se han tomado las áreas naturales del entorno circundantes a la cantera (en un radio de al menos 1 km), y en ellas se ha realizado un inventario de vegetación y flora.

Marco legal

Orden 20 de noviembre de 1984, que desarrolla el Real Decreto 2994/1982 sobre restauración del espacio natural afectado por actividades mineras (BOE, n.º 285, de 28 de noviembre de 1984).

Real Decreto 2994/1982, de 15 de octubre, por el que se dictan normas sobre restauración del espacio natural afectado por actividades mineras (BOE, n.º 274, de 15 de noviembre de 1982).

Ley 54/1980, de 5 de noviembre, de modificación de la Ley de Minas, con especial atención a los recursos minerales energéticos (BOE, n.º 280, de 21 de noviembre de 1980).

Real Decreto 2857/1978, de 25 de agosto de 1988, Reglamento General para el Régimen de la Minería (BOE, n.º 280, de 5 de octubre de 1988).

Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas (BOE, n.º 189, de 24 de julio de 1973).

La Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de la calidad del aire y protección de la atmósfera (BOE, n.º 275, 16 de noviembre de 2007).

Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras (BOE, n.º 143, 13 de junio de 2009).

Acciones de restauración

El proceso de restauración abarca una primera fase, con la restauración en diciembre de 2016 del banco I (cota 365), y una segunda, complementaria, que implica la transferencia del método al banco II (cota 345) entre noviembre de 2022, con la fase de extendido de tierras y replanteamiento de microtopografía, y marzo de 2023, con la realización de las tareas de revegetación e instalación de estructuras de refaunación.

Una vez estabilizados los bancos, se realiza el aporte de materiales terrígenos sobre la superficie de las bermas procedente de los desmontes de cabecera, incluyendo además materiales de mayor calidad como aporte en una capa superficial. Además, a 50 cm del borde de la berma se ha creado un cordón de seguridad de 1,2 m de alto con estériles y piedras de rechazo, de más de 40 cm. El tramo restante de berma hasta el talud se ha rellenado con una capa de tierra irregular con espesores medios de 45 cm y 15 cm superficiales de tierra vegetal o mejora con estériles. Tras finalizar estas labores, especificadas por motivos de estabilidad y seguridad en el PREN, se han llevado a cabo las siguientes fases para la restauración integral de los espacios:

1. Zonificación funcional de los espacios a restaurar

Para dotar de una funcionalidad adecuada a los espacios, a fin de favorecer la conectividad ecológica tanto con el exterior de la cantera como con el resto de los espacios de la misma, se ha establecido una zonificación funcional de los espacios a restaurar.

Así, para el banco I se han diseñado tres subdivisiones, basadas en sectores de vegetación en consonancia con las formaciones vegetales del entorno exterior inmediatamente colindante, mientras que para el banco II se ha establecido una única unidad vegetal.

Las sucesivas restauraciones de los bancos inferiores irán alternando con las variaciones más adecuadas de las distintas formaciones vegetales, según la disponibilidad de sustrato base para aportar y en función de la configuración final de las bermas.

2. Diseño y ejecución de una microtopografía local sobre los bancos estabilizados

Sobre la superficie del banco 365, se han aportado 3.000 m³ y, en el caso del banco 345, se han aportado casi 4.000 m³ de tierra procedente de los acopios interiores y de excedentes de producción de caliza, lo que asegura la originalidad edáfica de dicho aporte. Esta actuación permite obtener una potencia media de suelo de 3 m, para el desarrollo futuro de los sistemas radiculares del arbolado que permita el crecimiento de arbolado de una altura con capacidad de mimetizar gran parte de la visibilidad de los bancos.

A grandes rasgos, el diseño propuesto genera una serie de ligeras sinuosidades centradas en un canal de brazos trenzados capaz de recoger, laminar y dirigir de manera eficaz el agua de escorrentía que procede de la parcela exterior adyacente.

A ambos lados de este canal se han dibujado formas de microrelieve redondeadas que generen discontinuidades e irregularidades en el terreno capaz de dar volumen a la futura cobertura digital y generar heterogeneidad.

En el extremo opuesto, sobre la base del talud y contra la pared rocosa, se levantarán varias zonas de tierra vegetal simulando conos de deyección de sedimentos procedentes de cotas superiores. Estas zonas de aporte de tierra servirán para incrementar la heterogeneidad de los bancos y romper la linealidad paisajística. Estos promontorios se contemplan como vías de colonización tanto de la pared como de cotas superiores y, una vez que la cubierta vegetal de la berma esté arraigada, servirá para favorecer la conectividad ecológica vertical.

Sobre el conjunto de aportes de la berma se han diseñado sendos cauces para la recogida de las escorrentías y aguas pluviales: posee una configuración, no lineal, con un perfil meandriforme de brazos trenzados que sirva para laminar la fuerza del agua en periodos torrenciales y dirigir la escorrentía a lo largo de los bancos.

En cada uno de los canales se han realizado dos rebajes en los aportes, con funcionalidad de balsas de sedimentos, con unas dimensiones que oscilan entre los 21 m² y los 7,5 m². Estas balsas permiten tanto la estabilización mediante la generación de trampas de sedimentos, como la facilitación de lugares de colonización, cría, alimentación y refugio de las especies de anfibios y artrópodos acuáticos presentes en la zona.

Del mismo modo, dada la impermeabilidad de los materiales originales y la ubicación en la umbría, suponen puntos de agua para el resto de los vertebrados en periodos estivales.

3. Revegetación con especies arbóreas y arbustivas autóctonas

Para la revegetación del banco se ha partido de la propuesta del plan de restauración, realizando una mejora para la adaptación a los condicionantes meteorológicos y vocaciones ecológicas del lugar, teniendo en cuenta la realidad de los ecosistemas naturales y antropizados del entorno inmediato.

Con la información recogida en los muestreos de áreas circundantes se ha modelizado la revegetación destinada a recuperar la cobertura herbácea, arbustiva y arbórea, integrándola en el PREN aprobado. En la selección de especies vegetales se ha dado prioridad a la diversificación de taxones, para fomentar la diversidad de recursos; en los criterios de selección no sólo ha primado la similitud con el entorno cercano, también se han potenciado o priorizado aquellos taxones que pueden proporcionar serie de servicios ecosistémicos de especial valor a la hora de estabilizar las áreas a restaurar y también aquellos que proveen de recursos tróficos de manera abundante y solapada en el tiempo a la fauna autóctona.

Así se han identificado **tres sectores vegetales dominantes en el entorno inmediatamente cercano a la cantera y en zonas ecológicamente equivalentes**, que serán de referencia para el primer banco (cota 365) por limitar directamente con sendas áreas naturalizadas en el exterior de la cantera. De esta forma, se da continuidad a la configuración de las formaciones vegetales del exterior. Además, al contar este primer banco con una entrada importante y directa de escorrentías desde un prado de siega cercano, se ha optado por no realizar aporte de semillas externo, dejando que el banco de semillas penetre por arrastre y vaya colonizando directamente las áreas disponibles. Este es el reparto de especies por estratos vegetales de cada sector a recrear:

Estrato arbóreo/arbustivo	Proporción natural a recrear
Salix atrocinerea	45,45 %
Alnus glutinosa	15,15 %
Fraxinus excelsior	18,19 %
Sambucus nigra	15,15 %
Betula pendula	6,06 %

Tabla 1. Sector vegetal de aliseda-fresneda (Alnus glutinosa-Fraxinus excelsior).

Estrato arbóreo/arbustivo	Proporción natural a recrear
<i>Quercus robur</i>	27,56 %
<i>Crataegus monogyna</i>	15,76 %
<i>Cornus sanguinea</i>	11,81 %
<i>Corylus avellana</i>	13,38 %
<i>Castanea sativa</i>	7,87 %
<i>Phyllirea latifolia</i>	11,81 %
<i>Betula pendula</i>	11,81 %
Estrato subarbustivo/lianiforme	Proporción natural a recrear
<i>Erica lusitanica</i>	23,80 %
<i>Calluna vulgaris</i>	19,05 %
<i>Hedera helix</i>	19,05 %
<i>Smilax aspera</i>	19,05 %
<i>Clematis vitalba</i>	19,05 %

Tabla II. Sector vegetal de robledal atlántico (*Quercus robur*).

Estrato arbóreo/arbustivo	Proporción natural a recrear
<i>Quercus ilex</i>	39,13 %
<i>Betula pendula</i>	4,35 %
<i>Crataegus monogyna</i>	8,70 %
<i>Cornus sanguinea</i>	8,70 %
<i>Arbutus unedo</i>	13,04 %
<i>Laurus nobilis</i>	13,04 %
<i>Phyllirea latifolia</i>	13,04 %

Tabla III. Sector vegetal de encinar-quejigar cantábrico (*Quercus ilex*-*Quercus faginea*).

A lo largo de toda la red de drenaje se ha revegetado siguiendo un transecto de demanda de agua, con la colocación en los micromeandros del mismo, de protecciones de piedra mampuesta del propio banco (30-35 cm de altura). En la curvatura se han colocado plantones y estaquillas de *Salix atrocinerea*, acompañados en las bandas posteriores de *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior* y *Sambucus nigra*. Esta distribución reforzará la estabilización de los sedimentos lavados desde las partes superiores y reducirá la erosión continuada por el flujo de agua, redundando en la naturalización del canal de escorrentías. En total se plantaron 630 plantones en el banco cota 365. Dado que todos los bancos situados en de cotas inferiores al primer banco irán variando y alternando su composición vegetal, a fin de crear heterogeneidad y facilitar la dispersión de semillas y propágulos, para el banco II (345) se ha establecido un único sector vegetal para todo el espacio a revegetar. Además, en este caso, aunque sí se contempla un canal central de recogida de escorrentías, al no haber contacto directo con las parcelas exteriores adyacentes, se ha contemplado la incorporación de un estrato herbáceo procedente de semillas locales.

En este caso están contemplados 325 plantones para el banco 345, cuya revegetación se llevará a cabo a principios de marzo de 2023, con estas proporciones por estrato:

Estrato vegetal	Especie	Proporción
Arbóreo/arbustivo	<i>Alnus glutinosa</i>	12,31 %
	<i>Fraxinus excelsior</i>	6,15 %
	<i>Betula celtiberica</i>	7,69 %
	<i>Quercus robur</i>	16,92 %
	<i>Malus communis</i>	6,35 %
	<i>Crataegus monogyna</i>	7,69 %
	<i>Corylus avellana</i>	10,77 %
	<i>Arbutus unedo</i>	7,69 %
	<i>Erica lusitanica</i>	24,62 %
	<i>Festuca pratensis</i>	20,00 %
Herbáceo	<i>Cynosurus cristatus</i>	10,00 %
	<i>Trifolium repens</i>	20,00 %
	<i>Lotus corniculatus</i>	15,00 %
	<i>Holcus mollis</i>	15,00 %
	<i>Arenaria montana</i>	10,00 %
	<i>Stellaria holostea</i>	5,00 %
	<i>Glandora prostrata</i>	5,00 %

Tabla IV. Proporciones por estrato en la revegetación.

4. Estaquillado especies trepadoras en el talud interior

En el talud interior del banco 365, colindante con la parcela vecina no perteneciente a la explotación, se ha iniciado su cobertura vegetal mediante la introducción de un estrato lianiforme a base de hiedra (*Hedera helix*), zarzaparrilla (*Smilax aspera*) y clemátide (*Clematis vitalba*). Dichas especies han sido introducidas bien con raíz (hiedras procedentes de vivero), esquejado (hiedra y climátide, procedentes de las parcelas colindantes) o semillado (clemátide y zarzaparrilla, de igual forma, procedentes de las parcelas colindantes). Las plantaciones se han realizado en la base del talud para facilitar su crecimiento y tapizado.

Se ha considerado que, en este caso concreto, no era necesario realizar un aporte de banco de semillas para generar un estrato herbáceo multiespecífico, dado que el buzamiento natural de la roca permitirá una rápida colonización proveniente de las escorrentías de la parcela colindante situada a mayor cota. El fuerte desnivel y la configuración de la zona norte del banco permiten el acceso de las escorrentías y, con ello, de las semillas y propágulos del pastizal que domina en la zona.

5. Aviveramiento de arbolado autóctono para futuras restauraciones

Un 5 % del total de plántones empleados se han aviverado al inicio del banco 365 para sustituir las potenciales pérdidas en el banco o utilizarlas en la revegetación del banco inferior. El arbolado reservado, y aviverado para su posterior uso, servirá de hábitat temporal para micromamíferos, anfibios y reptiles, tal y como hemos comprobado en otros proyectos similares.

6. Instalación de infraestructuras para la diversidad faunística

Con el fin de reactivar la presencia de fauna en los ecosistemas incipientes, se han realizado dos actuaciones. Por un lado, la detección del uso actual por parte de la fauna vertebrada mediante cámaras de fototrampeo. Este método no invasivo permite recoger tanto imágenes de vídeo como fotografías de los movimientos detectados, y sirve para valorar la presencia de fauna desde el momento inicial. Por otro lado, y en base a la información recogida tanto por las cámaras como por los muestreos sistemáticos realizados por el equipo técnico, se han instalado una serie de estructuras de apoyo a la refaunación, cuyo objetivo es afianzar las poblaciones detectadas o favorecer la presencia de taxones estratégicos en la cadena trófica. Estas son las estructuras instaladas en el banco 365:

Estructura de la refaunación	Grupo faunístico/especie diana	Unidades instaladas
Refugio grupal	<i>Quirópteros fisurícolas</i>	2
Caja nido	<i>Sitta europea</i>	1
Caja nido	<i>Strix aluco</i>	1
Caja nido	Paseriformes	4
Túmulo rocas	Reptiles y gasterópodos	2
Acopios de ramas y madera en descomposición	Entomofauna xilófaga	2
Balsas temporales	Todos los grupos, especialmente anfibios y odonatos	



Tabla V. Estructuras instaladas en el banco 365.

La propuesta metodológica incluye una serie de campañas de monitoreo sistemático adaptadas a las singularidades de cada uno de los grupos de vertebrados terrestres antes, durante y después de la restauración. De este modo se puede establecer una valoración objetiva de la recuperación de la funcionalidad de los ecosistemas para la fauna local.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Las labores y tareas realizadas durante la ejecución de la restauración han sido grabadas y se ha montado un [vídeo divulgativo](#) para dar a conocer la iniciativa en sesiones con *stakeholders* y en programas educativos destinados a escolares («Con los pies en la Tierra»), el certamen internacional Quarry Life Award, etc.

Además, la metodología generada con esta experiencia piloto ha servido para desarrollar un modelo aplicable a otros pisos bioclimáticos que se ha exportado con éxito para desarrollar [restauraciones de canteras completas](#) en el sur de la península ibérica. De este modo, se amplía el rango de explotaciones mineras, y restauraciones asociadas, que se ven beneficiadas por el conocimiento desarrollado en este proyecto.

Seguimiento de la RE

El proceso de la restauración contaba con un planteamiento de seguimiento sistemático anual, tanto de la evolución de la revegetación efectuada como de la progresiva colonización por parte de la fauna local. Sin embargo, a nivel operativo la cantera detuvo su actividad en 2017 con un expediente de regulación temporal de empleo (ERTE), y la situación de parada productiva continúa hasta el momento actual, de modo que la asignación de fondos establecidos para el seguimiento no ha podido realizarse y, por tanto, no ha podido llevarse a cabo. En cualquier caso, la legislación obliga a restaurar los terrenos de extracción y el proyecto ha podido mantener la restauración del banco 345 en 2023. El seguimiento de ambos bancos se retomará en el momento que finalice la parada productiva de la explotación.

Mantenimiento

El planteamiento de la restauración está diseñado para prescindir por completo de acciones de mantenimiento, ya que las especies están completamente adaptadas al terreno, y las densidades de plantación favorecen los fenómenos de coalescencia, de modo que las marras se reponen de manera natural mediante procesos de competencia interespecífica. Esto convierte al método en una alternativa muy interesante para transferir a otras explotaciones con condiciones ecológicas equivalentes.

Desviaciones

Dado que el acceso a la zona de restauración puede realizarse únicamente desde el interior de la cantera, no se consideró necesario instalar un cerramiento o vallado. Sin embargo, en 2017 un número indeterminado de vacas, procedentes de una finca cercana, consiguió acceder al banco 365 tras la fase de revegetación, causando grandes daños en los plántones de la zona del sector encinar cantábrico. Por ese motivo, se ha vallado *a posteriori* todo el perímetro del banco 365 y se ha incluido también el vallado del 345 tras la fase de extendido y micromodelado de tierras.

Evaluación final

La intervención de restauración ha sido un gran éxito al conseguir desarrollar una metodología capaz de recuperar progresivamente los ecosistemas naturales propios de la zona de actuación.

Se han ejecutado con éxito una serie de actuaciones destinadas a mejorar la situación de las áreas intervenidas a nivel de vegetación y fauna, de modo que los terrenos recuperan de manera progresiva la funcionalidad de sus ecosistemas y permiten una adecuada integración paisajística.

La diversidad y heterogeneidad contempladas en las tareas de revegetación, junto con la entrada de semillas desde el área exterior colindante, pusieron en marcha de manera muy rápida los procesos de sucesión ecológica secundaria: además del arraigo de las plantaciones, se constató la dispersión desde el entorno colindante de más de una veintena de taxones vegetales en los diferentes estratos vegetales durante los primeros meses tras la revegetación.

Los muestreos de fauna realizados antes y después de la intervención permitieron comprobar la paulatina aceptación positiva por parte de diferentes taxones, produciéndose una transacción desde las especialistas en entornos rupícolas, que dominaban en las fases iniciales, hasta un marcado incremento en la presencia de las especies forestales en las fases posteriores.

La metodología generada ha servido para trasladar los planteamientos de restauración a otras canteras del grupo Heidelberg Materials en la cornisa cantábrica, e incluso a otros pisos bioclimáticos más rigurosos, como el termomediterráneo, donde se ha trasladado con éxito a la restauración completa de una cantera en la sierra de Mijas.

Persistencia de la zona restaurada

Los terrenos sobre los que se ha realizado la actuación son propiedad de la empresa concesionaria, de modo que se garantiza la persistencia de la intervención realizada una vez que finalice el aprovechamiento de los recursos mineros.

Presupuesto y financiación

El desarrollo de la metodología de restauración para la experiencia piloto de mejora de los compromisos reflejados en el PREN para los dos bancos ha tenido un presupuesto de (6.940,00 € + IVA, banco I) y (6.957,2 € + IVA, banco II), incluyendo los gastos de suministro de planta y las labores de revegetación. Las tareas de aporte y extendido de tierras según la microtopografía diseñada han sido asumidas directamente por la empresa concesionaria como parte de las tareas de restauración recogidas en el PREN vigente.

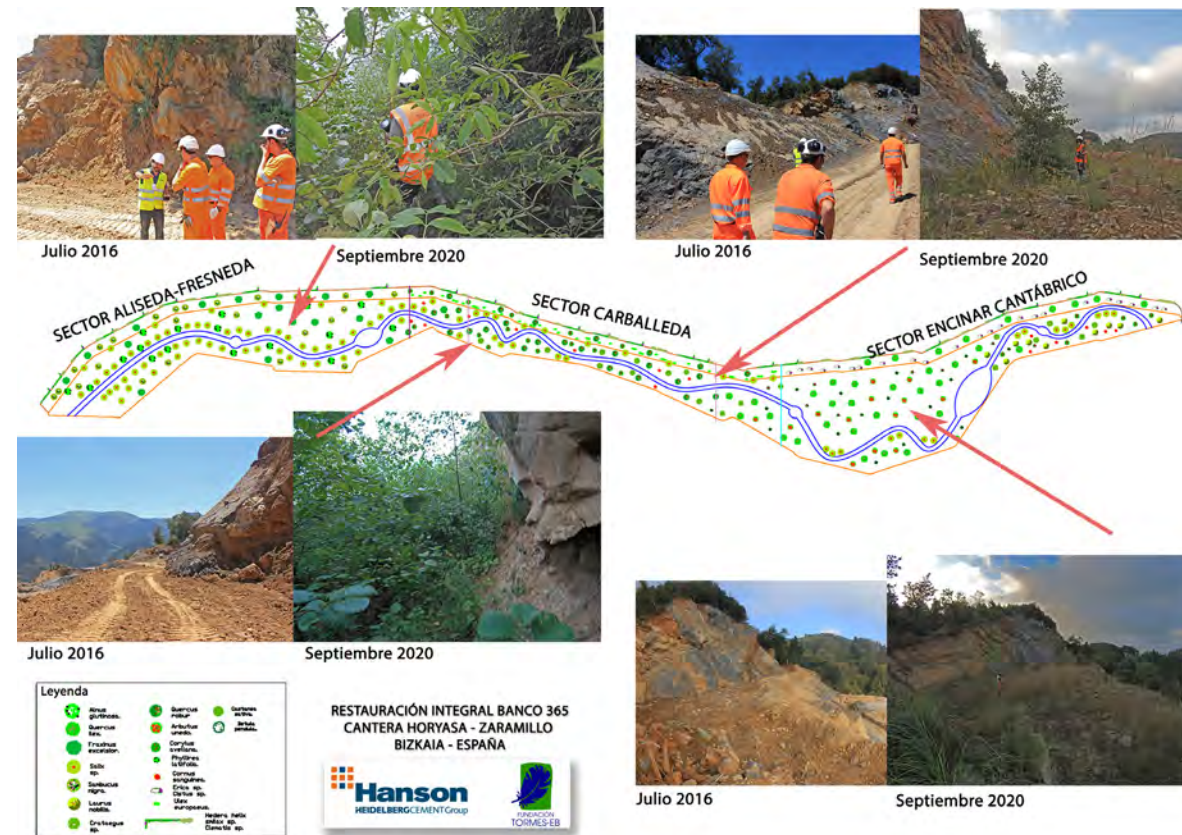


Figura I. Comparativa de Zaramillo, 2020.
Autoría: Fundación Tormes.

Sistemas de control

No se han utilizado sistemas de control estandarizados.

Cualificación del personal

Los miembros del equipo técnico de la Fundación Tormes-EB, que han participado de la creación y ejecución de la metodología de restauración para la cantera de Zaramillo, tienen más de 20 años de experiencia en restauración de ecosistemas degradados, y poseen la siguiente cualificación:

- Rebeca Martín Castilla. Ambientóloga.
- Ángel Mellado Sánchez. Ingeniero técnico agrícola.
- Víctor Pérez Domínguez. Biólogo.
- Carlos Tapia Martín. Ingeniero técnico agrícola.
- Raúl Tapia Martín. Biólogo.
- Manuela Salvado Muñoz. Bióloga.

Más información

Web:

[Fundación Tormes-EB \(fundaciontormes-eb.org\)](http://fundaciontormes-eb.org)

Autoría: Fundación Tormes.



Nombre del proyecto

BASES ECOLÓGICAS PARA LA RESTAURACIÓN DE YESOS EN LAS EXPLOTACIONES DE VENTAS DE HUELMA Y ESCÚZAR

Localización/Ámbito de actuación

Municipio: Escúzar (Granada).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Knauf GmbH, sucursal en España. Knauf es una empresa multinacional dedicada a la fabricación de placas de yeso laminado y productos para la construcción en seco, así como de materiales de aislamiento térmico y acústico.

Entidad/es socia/s del proyecto

Universidad de Granada (a través de un contrato de Investigación entre la Fundación Empresa Universidad de Granada y la empresa Knauf GmbH, sucursal en España, denominado «Bases ecológicas para la restauración de la vegetación de yesos en las explotaciones de Ventas de Huelma y Escúzar», dirigido por el profesor del Departamento de Botánica Juan Lorite) y Consejería de Medio Ambiente (actualmente Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Sostenible) de la Junta de Andalucía.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2011-2017.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II. Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.).

En particular, se trata de canteras o minas a cielo abierto para la extracción de yeso.

Ecosistemas afectados

1. Hábitats costeros y vegetación halófila.

15. Estepas continentales halófilas y gipsófilas.

1520. Vegetación gipsícola ibérica (*Gypsophiletalia*) (*).

Motivación para desarrollar el proyecto

La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía señaló que, para una declaración de impacto positiva referida a la concesión y reapertura de distintas canteras para extracción de yeso, era requisito establecer una serie de medidas compensatorias. Concretamente, se indicaba que la empresa encargada de la explotación debía financiar un proyecto de investigación relacionado con la restauración ecológica de los hábitats de yesos, así como aplicar los resultados de esta investigación en una restauración demostrativa en una parcela suficientemente amplia (2,6 ha en nuestro caso).

Diagnóstico ecológico

Se restauró una parcela de 2,6 ha, ubicada en un área de afloramientos de yeso del término municipal de Escúzar (provincia de Granada). Se trataba de una parcela adyacente a una cantera de yesos en la que se habían realizado movimientos de tierras y retirada de vegetación en relación con las actividades mineras. La zona, situada a unos 950 m s. n. m., presenta un clima mediterráneo continental, con inviernos fríos, veranos calurosos y cuatro meses de déficit hídrico. La temperatura media anual es de 15,1 °C, con una mínima mensual en enero de 7,6 °C y una máxima de 24,2 °C en agosto. La precipitación media anual es 421,1 mm, registrada principalmente en invierno. El área se encuentra en una cuenca sedimentaria de origen neógeno. Los sustratos dominantes en el entorno son limos y yesos del Mioceno, estos últimos en combinación con margas. Los suelos predominantes en los afloramientos de yesos son gipsisoles, suelos que presentan un horizonte de enriquecimiento en sulfato cálcico secundario, que tiene 15 cm o más de espesor y un 15 %, como mínimo, de yeso. La vegetación del área está constituida por un mosaico de parches dispersos de matorral abierto, ocupando los afloramientos de yeso («Hábitat prioritario 1520. Vegetación gipsícola Ibérica [*Gypsophiletalia*]»), encontrándose estos afloramientos incluidos en una matriz de cultivos de secano (olivos, almendros y cereales principalmente). El área de ocupación de los matorrales gipsícolas en el territorio es de 4,78 km², siendo su extensión de presencia de 78,15 km².

Los elementos gipsícolas más característicos de los afloramientos de los yesos de esta zona son *Helianthemum squamatum* y *Lepidium subulatum* (ambos ibero-norteafricanos), junto a *Ononis tridentata* subsp. *crassifolia* (endemismo local restringido al centro-oeste granadino), junto a algunas especies anuales efímeras como *Chaenorhinum grandiflorum* subsp. *carthaginense* y *Campanula fastigiata*. Sin embargo, se halla ausente un elemento muy frecuente en los matorrales gipsícolas ibéricos: *Gypsophila struthium* subsp. *struthium*. Son comunidades menos diversas que las de otros hábitats de yesos del sudeste ibérico, pudiendo citarse además la presencia de otros dos taxones ibero-norteafricanos de cierto carácter gipsófilo: *Reseda stricta* subsp. *stricta* y, más puntualmente, *Frankenia thymifolia*. Son frecuentes otras plantas no exclusivas de suelos ricos en yeso, pero que aparecen con frecuencia en estos hábitats (gipsovagos); es el caso de *Macrochloa tenacissima*, *Helianthemum syriacum*, *Helianthemum violaceum*, *Thymus zygis* subsp. *gracilis*, *Teucrium capitatum* subsp. *gracillimum* o *Coris monspeliensis*.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo final del proyecto es la restauración ecológica del «Hábitat prioritario 1520. Vegetación gipsícola Ibérica (*Gypsophiletalia*)», en las zonas afectadas por la minería de yeso en la comarca del Temple (Granada, Ventas de Huelma y Escúzar). Los objetivos parciales planteados para alcanzar esta meta fueron:

- Caracterizar el hábitat de referencia para seleccionar las especies a emplear en la restauración.
- Ensayar mezclas de semillas autóctonas (gipsícolas y gipsovagos).
- Poner a punto técnicas de restauración ecológica para hábitats de yesos.
- Seleccionar y poner a punto parámetros para evaluar el éxito de la restauración.

Marco legal

- Real Decreto 2857/1978, de 25 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento General para el Régimen de la Minería.
- Ley 7/2007, de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Acciones de restauración

- **Caracterización del hábitat de referencia.** Para ello se realizaron 82 transectos lineales, registrando las especies (forma de vida), densidades (individuos/unidad de superficie) y la frecuencia (porcentaje de transectos donde se encontró cada especie). Los resultados obtenidos se sintetizan en la **tabla 1**.

	Densidad media	Frecuencia
Gipsófitos		
<i>Ononis tridentata</i> subsp. <i>crassifolia</i>	2.600±200	84
<i>Helianthemum squamatum</i>	14.300±1.300	96
<i>Lepidium subulatum</i>	1.100±200	50
Total de gipsófitos	17.900±1.700	
Gipsovagos		
<i>Thymus zygis</i> subsp. <i>gracilis</i>	7.600±500	100
<i>Macrochloa tenacissima</i>	2.500±200	88
<i>Helianthemum syriacum</i>	2.400±400	62
<i>Teucrium capitatum</i> subsp. <i>gracillimum</i>	1.500±200	68
<i>Ulex parviflorus</i>	300±200	7
<i>Helianthemum violaceum</i>	300±100	13
<i>Andryala ragusina</i>	200±100	20
<i>Helianthemum hirtum</i>	100±0	9
<i>Iris planifolia</i>	100±0	16
<i>Fumana thymifolia</i>	100±100	4
Total de gipsovagos	15.300±1.900	
Todas de las especies	33.200±3.600	

Tabla 1. Caracterización del hábitat de referencia. Se indican las especies, separadas en gipsófitos (especies exclusivas de yesos) y gipsovagos (especies presentes en yesos, pero no exclusivas de estos ambientes). Densidad media: número de individuos por ha ± error estándar de la media. Frecuencia: porcentaje de transectos donde la especie estaba presente.

- **Selección de especies para la restauración.** Para la selección de especies se tuvieron en cuenta las siguientes premisas: i) Especies autóctonas y características del hábitat (gipsófitos o gipsovagos): estas son las únicas que están en equilibrio con el resto de los elementos que componen el hábitat y presentan adaptaciones específicas que garantizan su desarrollo y supervivencia, siendo capaces de soportar las duras condiciones impuestas por el medio (pluviometría escasa, temperaturas extremas, escasez de suelo, etc.). ii) Abundantes en el hábitat o especies clave. iii) Disponibles a nivel comercial o con posibilidad de recolección directa en la zona. iv) Testadas con anterioridad en ensayos previos de laboratorio y campo (en parcelas experimentales).
- **Recolección de semillas** de especies autóctonas y características del hábitat prioritario («1520. Vegetación gipsícola ibérica [*Gypsophiletalia*]*») en el entorno de la zona de actuación, de acuerdo con los criterios anteriores. En concreto, se recolectaron los 3 gipsófitos presentes (*Helianthemum squamatum*, *Lepidium subulatum*, *Ononis tridentata* subsp. *crassifolia*) y 5 gipsovagos (*Thymus zygis* subsp. *gracilis*, *Macrochloa tenacissima*, *Helianthemum syriacum*, *Rosmarinus officinalis*, *Teucrium capitatum* subsp. *gracillimum*).
- **Elaboración de mezcla de semillas** para aplicar a la zona de actuación, incluyendo un 47 % de especies gipsófitas y un 53 % de gipsovagos, a una densidad de 655 semillas/m². Previo a esto, se limpiaron y cuantificaron los distintos lotes de semillas.
- **Preparación de la parcela.** En primer lugar, se niveló la parcela y se realizó una restauración topográfica, quedando una pendiente homogénea menor del 10-15 %. Posteriormente, se aplicó una capa homogénea de rechazo (subproducto obtenido en el procesado del yeso que contiene margas y un alto contenido en yeso) de 1 m de espesor. Este material se descompactó mediante un arado de 20-25 cm de profundidad.
- **Preparación de la hidrosiembra**, mezclando los siguientes componentes: mulch de pasta de celulosa o fibra de madera (200 g/m²), estabilizante concentrado (1-1,6 g/m²) y abono complejo NPK 15-10-10 + 3MgO + 6S (30 g/m²) con la mezcla de semillas previamente preparada.
- **Aplicación hidrosiembra en la parcela preparada** (2,6 ha) en noviembre de 2011. En fases sucesivas se restaurarán otras zonas colindantes, conforme vayan avanzando las actividades de explotación minera.
- **Seguimiento de la acción** (véase el apartado de seguimiento más adelante).



Figura 1. Hidrosiembra de la parcela de 2,6 ha con una mezcla de semillas de especies de yesos (gipsófitos y gipsovagos), en noviembre de 2011. **Autor:** Juan Lorite.

Cronología:

- Selección de especies para la restauración: mayo-junio de 2011.
- Recolección de semillas: junio-julio de 2011.
- Elaboración de mezcla de semillas: septiembre de 2011.
- Preparación de la parcela: octubre de 2011.
- Preparación de la hidrosiembra: noviembre de 2011
- Aplicación hidrosiembra: noviembre de 2011.
- Seguimiento de la acción: dos muestreos en junio de 2012, 2013 y 2014, respectivamente.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se realizaron visitas demostrativas a las parcelas restauradas en diferentes fases del proyecto con técnicos y directivos tanto de la empresa internacional promotora (Knauf GmbH) como de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Además, se ha mostrado la evolución a investigadores de diferentes departamentos de la Universidad de Granada y a estudiantes de los Grados de Biología y de Ciencias Ambientales y de los másteres universitarios en: Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad y Avances en Biología Agraria y Acuicultura.

Asimismo, se redactaron informes periódicos para la empresa promotora y un informe final con los resultados, las conclusiones y un protocolo de restauración.

Seguimiento de la RE

La zona restaurada se muestreó anualmente en los tres primeros años después de la restauración (2012, 2013 y 2014), a finales de primavera. El seguimiento se hizo mediante 30 transectos fijos de (25 x 2 m). En 2012 y 2013 los indicadores de seguimiento estimados fueron: riqueza de especies gipsófitas, riqueza de especies clave (gipsófitas + gipsovagas), riqueza total, cobertura de gipsófitas, densidad total (individuos/m²), densidad de especies clave, densidad de gipsófitos. En 2014 el muestreo se adaptó (registrando 3 puntos de contacto por metro, 75 puntos de contacto por transecto), para calcular la cobertura y riqueza total de especies clave (gipsófitos y gipsovagos) y de gipsófitos.

En 2012 y 2013 la densidad total de individuos, así como la densidad de especies de matorral, fue mayor en las parcelas hidroseembradas que en el hábitat natural, especialmente en el segundo muestreo (figura II). Sin embargo, cuando se analiza la densidad de los tres gipsófitos (figura III), se observa que, mientras que en *Lepidium subulatum* fue muy alta, tanto en *Ononis tridentata* como en *Helianthemum squamatum* estuvo por debajo de la densidad en el hábitat natural.

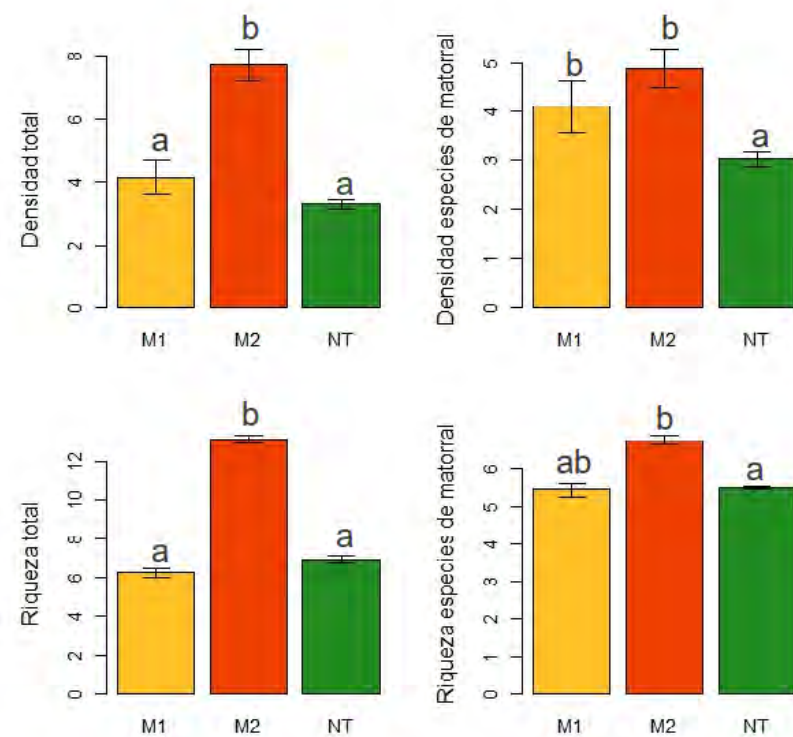


Figura II. Comparación de los resultados obtenidos en los dos años de muestreo y en el hábitat natural, respecto a la densidad de individuos (m²) y a la riqueza en especies. (M1. Muestreos realizados en noviembre de 2012 en la parcela hidroseembrada. M2. Muestreos realizados en julio de 2013 en la parcela hidroseembrada. NT. Muestreos realizados en el hábitat natural). Letras diferentes sobre las barras indican diferencias estadísticamente significativas (Test post hoc de Tukey) entre los distintos muestreos.

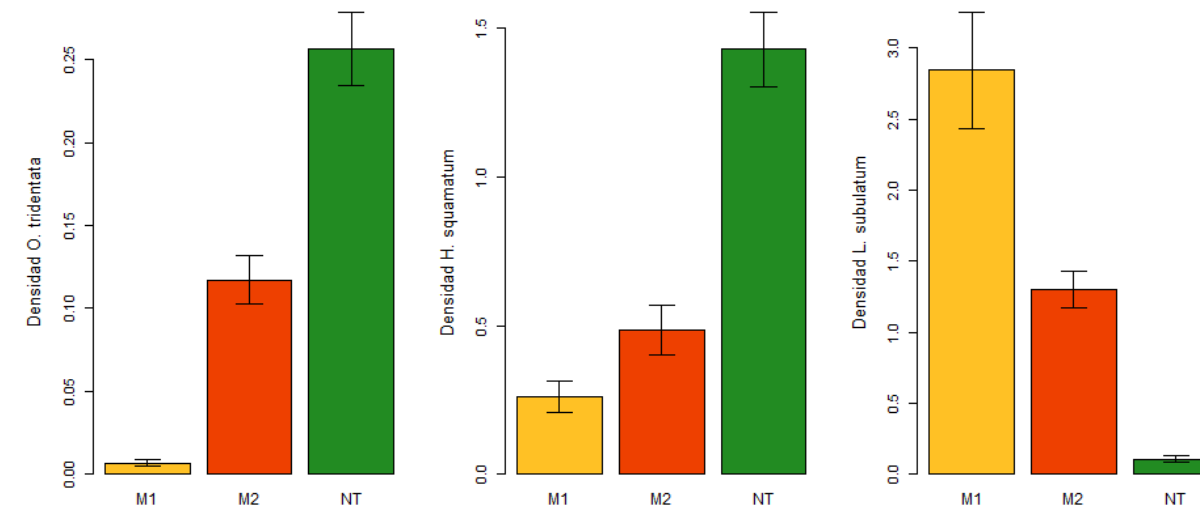


Figura III. Comparación de los resultados obtenidos en los dos años de muestreo en la parcela hidroseembrada (M1-2012 y M2-2013) y en el hábitat natural (NT), respecto a la densidad de individuos/m² de los tres gipsófitos característicos de la zona de estudio: *Ononis tridentata* subsp. *crassifolia*, *Helianthemum squamatum* y *Lepidium subulatum*.

Los datos obtenidos en 2014 (tabla II, figura IV), muestran que hay sólo pequeñas diferencias entre la cobertura total y de gipsófitos y riqueza total, entre el hábitat natural y la parcela restaurada, mientras que para el resto de los indicadores no hay diferencias significativas. Muchas de estas diferencias significativas se debieron a valores más altos en la zona hidroseembrada, excepto para la cobertura de gipsófitos que fue del 8 % de media, frente al 13 % en el hábitat natural.

	Devianza	Devianza residual	P(> Chi)
Cobertura total de especies	196,49	178,5	< 0,0001
Cobertura total de especies clave	0,65	205,7	0,65
Cobertura total de gipsófitos	21,13	163,54	< 0,0001
Riqueza total de especies	39,33	16,19	< 0,0001
Riqueza de especies clave	3,57	13,28	0,06
Riqueza de gipsófitos	1,06	6,06	0,30

Tabla II. Resumen del análisis estadístico (modelo lineal generalizado) de las variables de control comparando el hábitat natural y la zona hidroseembrada. Valores de P(>|Chi|) menores que 0,05 indican diferencias significativas entre el hábitat natural y la zona hidroseembrada (datos de junio de 2014).

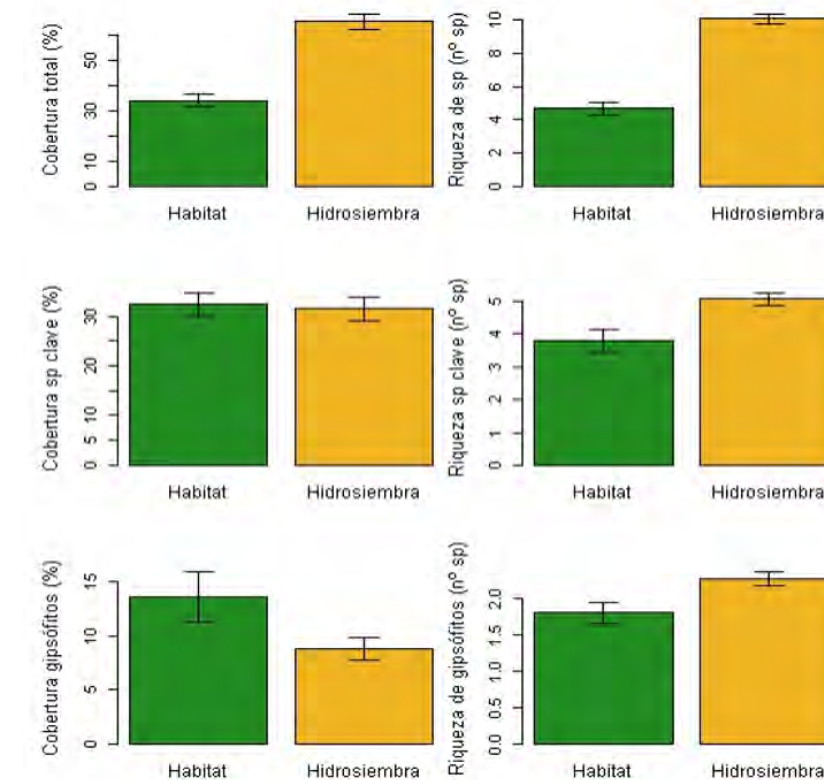


Figura IV. Cobertura y riqueza de diversos grupos de especies (total, de especies clave y de gipsófitos) para el hábitat y para la parcela hidroseembrada comparando los resultados de los muestreos para caracterizar el hábitat y de los muestreos de la parcela hidroseembrada 3 años después de la intervención (julio 2014).

Por otro lado, en octubre de 2017 se analizó la evolución espontánea de los diferentes componentes de la costra biológica característica de los ecosistemas sobre yesos, muestreando la cobertura y riqueza de musgos, cianobacterias y líquenes (de cada grupo y total), tanto en la parcela hidrosebrada como en zonas control. En estos muestreos se constató que, aunque en algunos casos se conseguía una cobertura parecida a la del hábitat, tras 10 años, la composición era distinta, sobre todo en cuanto al componente liquénico.

Mantenimiento

El tipo de vegetación restaurado no requiere acciones de mantenimiento. De forma natural progresiva las especies propias del hábitat gipsícola desplazaron a otras especies más generalistas de carácter colonizador durante los 4-5 primeros años. Actualmente, la composición es similar al hábitat natural y la cobertura es superior, ya que existe un vallado perimetral que excluye a los herbívoros (principalmente ungulados domésticos).

Desviaciones

Los resultados de investigación obtenidos en paralelo han permitido diseñar un plan que optimice los resultados, tanto desde una perspectiva ambiental como económica. Aplicando distintas técnicas que van desde una siembra manual en parcelas de poca pendiente hasta hidrosiembras y colocación de mantas orgánicas en las parcelas de máxima pendiente, se podría optimizar la relación entre los resultados y la inversión necesaria en cada situación. Además, se ha detectado la necesidad de una intervención adicional para restaurar la costra biológica, especialmente el componente liquénico.

Evaluación final

Los resultados obtenidos fueron satisfactorios. Se consiguieron los objetivos de restaurar el hábitat de yesos hasta cierto punto. Tanto la densidad y cobertura como la composición de especies de flora obtenida fueron adecuadas, de manera que no había diferencias significativas destacables entre la zona restaurada y los parches de vegetación natural, aunque para algunas especies clave (p. ej., *Ononis tridentata* subsp. *crassifolia*) la densidad era un poco más baja, lo que hace recomendable ajustar las dosis de hidrosiembra en futuras intervenciones para corregir esto. La costra biológica (costra del suelo formada por algas, cianobacterias, líquenes, briófitos y bacterias), típicamente asociada a estos hábitats, difería con respecto al hábitat natural. En particular, la hidrosiembra favoreció el establecimiento de musgos y cianobacterias. Sin embargo, los líquenes, que son fundamentales en estas formaciones, aparecieron en muy baja proporción. Por tanto, requerirían de acciones de restauración. Algunas técnicas, llevadas a cabo de forma experimental, tales como la translocación de líquenes o la aplicación de inóculos, pueden ser de aplicación en estos casos.



➤ **Figura V.** Vista de la parcela de 2,6 ha. A) Junio de 2013: puede observarse una proliferación inicial de especies colonizadoras espontáneas. B) Junio de 2015. C) Mayo de 2017: recuperación de las especies de matorral gipsícola. **Autor:** Juan Lorite.

Persistencia de la zona restaurada

La zona restaurada es propiedad de la empresa Knauf GmbH, sucursal en España, y se encuentra vallada perimetralmente. Al tratarse de una zona ya explotada, no hay previstas nuevas actividades mineras ni de otro tipo. Tal y como se ha comentado, el tipo de vegetación restaurado no requiere acciones de mantenimiento.

Presupuesto y financiación

Presupuesto: 41.104,96 € (15.809,6 €/ha x 2,6 ha).

Empresa financiadora: Knauf GmbH, Sucursal en España.

Sistemas de control

No se han utilizado.

Cualificación del personal

En el trabajo participaron tres ingenieros de minas de la empresa Knauf GmbH, con formación en gestión ambiental en la empresa. Por parte de la consultora (Nubia Consultores S. L. L.), encargada del estudio de impacto ambiental y del seguimiento y vigilancia ambiental, participaron un geólogo, un biólogo y una geógrafa. Por parte de la empresa que ejecutó la hidrosiembra (Bonterra Ibérica) participaron 1 biólogo y 3 operarios. Y por parte de la Universidad de Granada participaron en el contrato 6 investigadores (5 biólogos y 1 geólogo), todos ellos doctores, y 6 contratados, todos ellos titulados en biología o ciencias ambientales; estos últimos desempeñando funciones de técnicos especializados.

Más información

Referencias:

Ballesteros, M. *et al.* (2011) *Ononis tridentata* subsp. *crassifolia* (Dufour Ex Boiss.) Nyman., pp. 260-262. En: Mota, J.F., Sánchez-Gómez, P. y Guirado, J.S. Eds. (2011) *Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la biología de la conservación*. ADIF-Mediterráneo Asesores Consultores,

Ballesteros, M. *et al.* (2012) Vegetation recovery of gypsum quarries: short-term sowing response to different soil treatments, *Applied Vegetation Science*, 15(2), pp. 187-197.

Ballesteros, M. *et al.* (2013) Conservation status of the narrow endemic *gypsophile Ononis tridentata* subsp. *crassifolia* in southern Spain: effects of habitat disturbance, *Oryx*, 47(2), pp. 199-202.

Ballesteros, M. *et al.* (2014) Central role of bedding materials for gypsum-quarry restoration: An experimental planting of gypsophile species, *Ecological Engineering*, 70, pp. 470-476.

Ballesteros, M. *et al.* (2017) Restoration of Gypsicolous Vegetation on Quarry Slopes: Guidance for Hydroseeding Under Contrasting Inclination and Aspect, *Land Degradation & Development*, 28(7), pp. 2146-2154.

Ballesteros, M. *et al.* (2017) Successful lichen translocation on disturbed gypsum areas: A test with adhesives to promote the recovery of biological soil crusts, *Scientific Reports*, 7, 45606, pp. 1-9.

Ballesteros, M. *et al.* (2018) Restoration of gypsum habitats: Slope and aspect influence the recovery of vegetation affected by gypsum quarrying, *Science Trends*. Disponible en: <https://doi.org/10.31988/SciTrends.12306>

Cañadas, E.M. *et al.* (2014) Does gypsum influence seed germination? *Turkish Journal of Botany*, 38, pp. 141-147.

Cañadas, E.M. *et al.* (2015) Enhancing seedling production of native species to restore gypsum habitats, *Journal of Environmental Management*, 163, pp. 109-114.

García-Robles, H. *et al.* (2022) Trade-Off between Facilitation and Interference of Allelopathic Compounds in Vegetation Recovery: The Case of *Rosmarinus officinalis* in Degraded Gypsum Habitats, *Plants*, 11(3), p. 459. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/plants11030459>

Lorite, J. *et al.* (2011) Yesos del Temple. En: Mota, J.F., Sánchez-Gómez, P. y Guirado, J.S. Eds. (2011) *Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la biología de la conservación*. ADIF-Mediterráneo Asesores Consultores, pp. 493-497

Lorite, J. *et al.* (2020) Plant recovery techniques do not ensure biological soil-crust recovery after gypsum quarrying: a call for active restoration, *Restoration Ecology*, 28, pp. S86-S95.

Lorite, J. *et al.* (2021) Economic evaluation of ecological restoration options in gypsum habitats after mining, *Journal for Nature Conservation*, 59, 125935.

Mota, J.F. *et al.* (2011) Listado de la flora vascular gipsófila española, pp.: 89-99. ADIF-Mediterráneo Asesores Consultores. En: Mota, J.F., Sánchez-Gómez, P. y Guirado, J.S. Eds. *Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la biología de la conservación*. ADIF-Mediterráneo Asesores Consultores.

Autores: Eva María Cañadas Sánchez (Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada); Emilia Fernández Ondoño (Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada); María Noelia Jiménez Morales (Departamento de Botánica, Facultad de Farmacia, Universidad de Granada); y Juan Lorite Moreno (Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada).



Nombre del proyecto

LA CHANTA: DE UN ESPACIO MINERO A UN PUNTO SOBRESALIENTE DE BIODIVERSIDAD GESTIONADO MEDIANTE UN ACUERDO DE CUSTODIA

Localización/Ámbito de actuación

Corpa, este de la Comunidad de Madrid.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Holcim España, SAU.

Entidad/es socia/s del proyecto

Brinzal, Cinclus, Telluris Consultores y Esguilatorres consultores.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Febrero de 2017 (inicio tramitación administrativa)-agosto de 2020 hasta la actualidad (ejecución).

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II. Industria extractiva (minería). Extracción de caliza para áridos.

Ecosistemas afectados

Zonas agrícolas/agrosistemas

El espacio estaba constituido por cultivos herbáceos de secano con una mínima parte de olivar.

Motivación para desarrollar el proyecto

Real Decreto 2994/1982, de 15 de octubre, sobre restauración de espacio natural afectado por actividades mineras.

Resolución de UICN WCC-2020-Res-088 sobre conservación de la diversidad natural y el patrimonio natural en entornos mineros.

Holcim Nature-Positive Strategy.

Diagnóstico ecológico

La Chanta está situada en el término municipal de Corpa, en el este de la Comunidad de Madrid.

Tras abandonarse la actividad minera, la explotación quedó paralizada durante unos años. En la zona donde se situaba la planta de transformación, que había sido ubicada en cota negativa, se formó una extensa masa de agua de poca profundidad y carácter estacional. Un segundo humedal, de menor tamaño, se encontraba al pie de los frentes rocosos de explotación. Con la excepción de unos caballones de ocultación situados a la entrada de la cantera, y el suelo acopiado previamente a la explotación, el resto de la superficie estaba constituida por un material calcoarcilloso compactado por el paso de maquinaria pesada, suelos pobres en materia orgánica y acopios de estériles.

A pesar de la degradación del terreno, y probablemente debido tanto a la presencia de agua como de ambientes propicios para la presencia de fauna como los frentes de explotación, La Chanta albergaba una riqueza faunística mayor de la esperada.

Para evitar llevar a cabo una restauración que tuviera un efecto negativo sobre la conservación de la diversidad y el patrimonio natural de este entorno minero, se realizó una modificación del plan de restauración vigente. La actividad minera propició algunos hábitats que se quisieron conservar —previa adecuación— por su capacidad para albergar fauna y flora: roquedos (**figura I**) y humedales (**figura II**). Asimismo, se propició la conservación de frentes con interés geológico para su uso didáctico. El resto del espacio fue objeto de una restauración morfológica que emulara los procesos naturales, al tiempo que evitara los procesos erosivos para la conservación de los valiosos humedales.



> **Figura I.**
 Frentes rocosos.
 Autora: Raquel Sánchez.



> **Figura II.**
 Humedad principal.
 Autora: Raquel Sánchez.

Las calizas que se explotaron en la cantera constituyen un pequeño acuífero libre colgado, cuyo límite inferior viene definido por materiales impermeables arcillosos y calizas limolíticas recristalizadas. El piso irregular de la cantera conformó, así, dos pequeños humedales (el de mayor tamaño de carácter temporal con características para ser considerado hábitat prioritario 3170 en la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres), que son a día de hoy refugio de una enorme cantidad de fauna y flora. La calidad de sus aguas ha permitido la formación de amplias extensiones de characeas (algas carófitas, que forman el hábitat 3140 de la Directiva 92/43/CEE) y al amparo de estas han surgido comunidades de macroinvertebrados acuáticos, anfibios, etc. En sus aguas se reproducen ya cuatro especies de anfibios, y la vegetación de las orillas y las islas acogen excelentes poblaciones de odonatos, aves acuáticas, palustres y de los sotos, e incluso dos parejas de aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*). Adicionalmente, las laderas pedregosas y los frentes rocosos, una vez adecuados, constituyen hábitats de interés europeo (8130 y 8210) en los que están prosperando los casómofitos (género *Antirrhinum*, *Linaria*, *Sedum*, etc.).

En cuanto a la vegetación, la mayor parte del territorio está cubierto por comunidades pioneras de jaramagos y pastizales anuales con varias superficies pequeñas de olivar y pinar. Existen zonas en las cuales aparece ya un tipo de vegetación que podemos asociar a etapas degradadas de matorral, que en estos suelos calcáreos están representados por tomillares. La vegetación más desarrollada hasta el momento es la de ribera con álamos, sauces y olmos, entre otros, así como extensos parches de vegetación palustre. A través de siembras y plantaciones se están estableciendo comunidades vegetales que forman parte de las diferentes etapas sucesionales de la serie de vegetación del encinar basófilo. Así, encontramos encinas, coscojas, cornicabras, enebros y sabinas junto a especies de menor porte como espantalobos, aladiernos, espinos negros, genistas, madre selvas, espartos, etc. En las laderas menos expuestas encontramos quejigos, muy habituales en la zona. Hasta el día de hoy, se ha elaborado un catálogo florístico que incluye más de 150 especies, entre las que se encuentran algunas especies de interés como son *Colutea hispanica*, *Linaria aeruginea* o *Antirrhinum graniticum*.

La presencia de hábitats no habituales en el área (especialmente los humedales) ha atraído a gran cantidad de fauna y constituye un reducto de biodiversidad en un paisaje exento de figuras de protección y dominado principalmente por la agricultura. A día de hoy encontramos fauna ligada a los medios rocosos (collalba negra, roquero solitario, quirópteros), a los humedales (rascón, aguilucho lagunero, chorlito chico, carricero común, rata de agua, sapillo moteado, sapo común), a sotos y riberas (tortola europea, zarcero, oropéndola) o a los diversos estadios del bosque mediterráneo (arrendajo, chotacabras cuellirrojo, alcaudón común, gato montés). Mención especial merecen vencejos y varias especies de hirundínidos, que se alimentan y concentran en la zona.

En cuanto a la fauna invertebrada, La Chanta cuenta ya con una buena población de grillo de visera (*Sciobia lusitanica*) y mariposa arlequín (*Zerynthia rumina*) (ambos catalogados en la Comunidad de Madrid) o escarabajo avispa español (*Plagionotus andrewi*).

Con anterioridad a la ejecución del proyecto de restauración, se llevaron a cabo estudios sobre tipos de vegetación existentes en el área circundante, catálogos florísticos y faunísticos, cuya composición sirvió de línea de base para la selección de planta utilizada en la restauración ecológica y punto de partida para los seguimientos que se están llevando a cabo y que ofrecerán información cuantitativa y comparable sobre la evolución del proyecto.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Objetivo de la restauración (situación en el continuo): restaurar totalmente los ecosistemas naturales.

Objetivos ecológicos y sociales:

- Aprovechar la alteración de la topografía para restaurar hábitats escasos de interés ecológico en el territorio, favoreciendo la resiliencia de los ecosistemas y adaptándolos al cambio climático.
- Prevenir la erosión en el tratamiento morfológico para conservar los humedales.
- Facilitar la revegetación del espacio reproduciendo diferentes asociaciones vegetales de los hábitats a restaurar.
- Aumentar la biodiversidad, con acciones concretas para el fomento de diferentes grupos taxonómicos.
- Reforzar las funciones ecológicas propias de ecosistemas naturales de la región biogeográfica del emplazamiento.
- Dotar de infraestructuras para fomentar el uso público una vez restaurada, que posibiliten llevar a cabo actividades de investigación, conservación y educación (**figura III**).



Figura III. Infraestructuras de uso público. Autora: Raquel Sánchez.

Descripción del ecosistema de referencia

El ecosistema de referencia utilizado para la restauración general de la cantera es el original, a juzgar por los estudios y el análisis del área circundante que se hizo previo a la restauración. Debido a las características geomorfológicas y edafológicas del área explotada, se disponen diferentes tipos de hábitats en el área de la misma, todos ellos correspondientes a la serie mesomediterránea manchega y aragonesa basófila de la encina *Quercus rotundifolia*.

La restauración se centró también en conservar y adecuar dos hábitats creados por la explotación de la cantera que, por su escasez en la zona, se han convertido en sitios estratégicos en el área biogeográfica del terreno restaurado. Estos hábitats contribuyen a incrementar la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y la conectividad de este enclave.

Para la elección del ecosistema de referencia en el caso del humedal, se optó por el estudio de los humedales más próximos y el estudio de vegetación edafófila. Se establecieron como ecosistema de referencia los estanques temporales mediterráneos y se seleccionó la serie de vegetación edafohigrófila más adecuada. Se realizó, además, una adecuación morfológica del humedal principal.

Además, se restauró una zona de cultivo de cereal de secano con variedades de herbáceas antiguas, teniendo en cuenta referentes históricos.

Marco legal

Real Decreto 2994/1982, de 15 de octubre, sobre restauración de espacio natural afectado por actividades mineras.

Resolución de UICN WCC-2020-Res-088 sobre conservación de la diversidad natural y el patrimonio natural en entornos mineros.

Acciones de restauración

Desde 2017:

- Identificación de los hábitats de interés creados de forma espontánea tras el cese de la actividad minera.
- Monitorización y seguimiento de fauna y flora.

Enero de 2019:

- Estudio de estabilidad de taludes.

Agosto-octubre de 2020:

- Demolición parcial y retirada de infraestructuras artificiales.
- Restauración geomorfológica (perfilados, taluzados, GeoFluv-Natural Regrade), retirada de acopios de estériles existentes, adecuación de humedales, subsolados, aporte de suelo y material calco-arcilloso previamente acopiado.
- Vallado perimetral permeable a fauna y vallado interior de seguridad.
- Bermas y caballones de seguridad (perimetrales y bajo frentes).

Noviembre-diciembre de 2020:

- Revegetación basada en procesos ecológicos:
 - Reproducción de diferentes hábitats adecuados para el territorio (en base a tipos de vegetación potencial estudiados en el área de referencia).
 - Siembras con semilla recogida bajo autorización administrativa, recolectada en la región de procedencia de La Alcarria, y alcanzando un número de casi sesenta especies.
 - Creación de un vivero para generar plantas locales y mantener los hábitats recreados a través de la restauración.
 - Plantaciones: arbóreas y arbustivas con especies seleccionadas de acuerdo a zonas y características, los casi siete mil plantones utilizados inicialmente provienen de viveros que usan semilla de origen centropeninsular e, incluso, del área de la Alcarria.
 - Fomento de especies vegetales de especial interés para la fauna, como plantas nutricias para los estados larvales de algunos lepidópteros catalogados, o áreas sembradas con cereales para atraer conejos y aves esteparias.

Octubre 2020-abril 2022:

- Actuaciones para conservación y fomento de biodiversidad (refugios y nidos artificiales para fauna):
 - Construcción de majanos para conejo de monte en las zonas de herbazal y en las sembradas con gramínea/leguminosa.
 - Conjunto de nidos artificiales que integran una colonia para el avión zapador, y nidos artificiales para avión común, vencejo y cernícalo primilla en la pared de la antigua machacadora.
 - Nidos para golondrina en las infraestructuras de uso público.
 - Cajas nido para paseriformes, autillo, mochuelo y lechuza instaladas en árboles y postes, repartidas por toda su extensión.
 - Refugios de varios tipos para murciélagos en postes y en el muro de la antigua machacadora.
 - Construcción de nido para grandes águilas en los frentes.
 - Creación de pequeñas charcas artificiales para anfibios.
 - Refugios para abejas solitarias y nidales para abejorros.

Octubre de 2020-noviembre de 2021:

- Instalación de infraestructuras de uso público (aula de naturaleza, observatorios, *hides*, pérgola de actividades exteriores, vivero, etc.).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Informes regulares a Holcim España, SAU, así como al organismo responsable de medio ambiente, sobre la evolución del espacio restaurado.

Reuniones regulares con el Ayuntamiento de Corpa y planificación de visitas.

Realización de prácticas con universidades.

Publicación regular de noticias en <http://www.brinzal.org/>, en <http://www.Lachanta.org/> y en <http://www.holcim.es/>, así como en las redes sociales de ambas entidades.

Jornadas de puertas abiertas y participación voluntaria en acciones tanto de restauración como de seguimiento y fomento de biodiversidad.

Seguimiento de la RE

Se está llevando a cabo el seguimiento de la biodiversidad para la evaluación de la restauración, así como estudios sobre las comunidades tanto vegetales como de los diferentes grupos faunísticos (que incluyen invertebrados, aves, anfibios, reptiles y mamíferos) de forma estandarizada y comparable entre años. La mayor parte de las metodologías empleadas forman parte de redes de seguimiento nacionales (p. ej., Programa SEMICE para el seguimiento de micromamíferos) o incluso supranacionales (p. ej., Programa eBMS para el seguimiento de mariposas). Adicionalmente, se ha establecido un sistema de vigilancia epidemiológica en anfibios en colaboración con el proyecto SOS Anfibios de la Asociación Herpetológica, así como vigilancia de la aparición de especies exóticas invasoras. Por último, aunque está en su fase inicial, se han ampliado los trabajos de seguimiento a variables relacionadas con la calidad del medio ambiente sonoro a través de Carlos Iglesias (Universidad Politécnica de Madrid).

También se está realizando seguimiento y monitorización de otros procesos naturales, evaluación de servicios ecosistémicos, etc.

Algunos de los indicadores que van a ser empleados en la evaluación son:

- Superficies de humedal y paredes rocosas potenciadas.
- Ausencia de procesos erosivos significativos.
- Número de hábitats restaurados.
- Incremento en la abundancia y riqueza de especies de fauna y flora.
- Seguimiento y monitorización de procesos naturales, evaluación de servicios ecosistémicos.
- Número de actividades del proyecto educativo y divulgativo.

Mantenimiento

En febrero de 2021 se firmó un convenio de custodia entre Holcim España, SAU, y Brinzal, que contiene la monitorización de la evolución de los resultados de la restauración, que se va a producir por un periodo mínimo de cinco años, prorrogable posteriormente.

A través de este convenio, se están implementando, además, mejoras y otras actuaciones (producción de planta local, revegetaciones, construcción de nuevas charcas, etc.) que permiten continuar con el seguimiento de la restauración y que pueden dar respuesta a nuevas necesidades, así como el desarrollo de un potente proyecto educativo y divulgativo.

Desviaciones

Se trata de un proyecto ejecutado por un equipo multidisciplinar formado por especialistas en diferentes grupos zoológicos, botánica, ciencias ambientales, geología, restauración geomorfológica, etc., una fórmula que ha redundado en las escasas desviaciones del proyecto inicial, así como en la calidad de los resultados.

La no disponibilidad comercial de algunas especies vegetales planteadas originalmente ha obligado a recoger semilla y producirla por cuenta propia y/o sembrarla directamente, hecho que pone en valor la necesidad y relevancia del uso de semillas nativas para la restauración ecológica y el fomento de biodiversidad.

A pesar de que en el proyecto original se había planteado la instalación de un pequeño colmenar como medida para favorecer a los polinizadores, la evidencia científica actual sobre la competencia que ejercen las abejas melíferas sobre los polinizadores silvestres nos hizo optar por la instalación de refugios para abejas solitarias y abejorros.

En la actualidad existe el riesgo de instalación en las cercanías de infraestructuras eléctricas (plantas solares, tendidos eléctricos) que pueden afectar muy negativamente al desarrollo del proyecto.

Evaluación final

Conservación y adecuación de hábitats de interés: 2,37 ha de humedal y 3.210 m² de hábitats rocosos. Se han llevado a cabo actuaciones de fomento de biodiversidad, de restauración morfológica y/o revegetación en la práctica totalidad de las 20 ha de superficie que ocupa la cantera. Los movimientos de tierras han incluido la eliminación de casi 21.000 m³ de acopios, así como el uso de 37.000 m³ para el suavizado de taludes, 2.000 m³ en la construcción de islas, 1.000 m³ para la construcción de caballones de ocultación perimetrales, y 50.000 m³ para rellenos y otras actuaciones de restauración morfológica.

Incremento de la biodiversidad: tan sólo 16 meses tras haberse finalizado las acciones fundamentales de restauración, se han producido incrementos en las poblaciones de algunos lepidópteros como *Gonepteryx cleopatra*, anfibios como *Pelodytes punctatus*, o aves como *Circus aeruginosus*. Así mismo, se ha producido la colonización espontánea de algunas especies catalogadas, amenazadas o claves para los ecosistemas (*Sciobia lusitánica*, *Plagionotus andreui*, *Oenanthe leucura* e, incluso, *Oryctolagus cuniculus*).

Desarrollo de un potente proyecto educativo: 6 jornadas de voluntariado, 2 seminarios y cursos formativos, jornadas de puertas abiertas, desarrollo de prácticas formativas, visitas de escolares y visitas a la cantera por parte de colectivos interesados en restauración, medio ambiente, geología, etc.

El proyecto recibió, en 2022, el Primer Premio Nacional de Desarrollo Sostenible de Restauración otorgado por la Federación de Áridos, tras ser reconocido como el más relevante del sector. Así mismo, ha recibido una mención especial en los premios europeos de sostenibilidad que organiza la UEPG (Unión Europea de Productores de Áridos).

El humedal principal ha sido incluido en el Catálogo Regional de Embalses y Humedales de la Comunidad de Madrid según el Acuerdo de 17 de mayo de 2023, del Consejo de Gobierno.

Persistencia de la zona restaurada

La empresa Holcim España, SAU, sigue siendo la propietaria de los terrenos, mientras que su custodia corre a cargo de la organización no gubernamental (ONG) Brinzal a través de un acuerdo de custodia del territorio firmado en febrero de 2021.

[En este enlace](#) se puede ver el vídeo de Holcim sobre la cantera.

Este acuerdo, de cinco años de duración, puede ser prorrogado por periodos de 15 años.

[En este enlace](#) se puede consultar el póster presentado en las VIII Jornadas Estatales de Custodia del Territorio (27 y 28 de octubre de 2021).

Presupuesto y financiación

El coste del proyecto ha sido de 700 k €, financiado en su totalidad por Holcim España, SAU.

Sistemas de control

La calidad del proyecto ha estado asegurada por la participación multidisciplinar de Administraciones, expertos en minería y en conservación de la naturaleza, organizaciones del tercer sector y pequeñas pymes. El proyecto ha recibido el Premio Nacional Desarrollo Sostenible de Restauración, otorgado por la Federación de Áridos y ha conseguido mención especial a nivel europeo en los UEPG SD Awards 2022.

Cualificación del personal

Del desarrollo de los aspectos del proyecto relacionados con la biodiversidad, así como de las labores de custodia posteriores, se ocupa Brinzal, una ONG dedicada a la conservación, el estudio y la recuperación de la biodiversidad desde hace más de treinta años.

La empresa Cinclus ejecuta restauraciones en el ámbito minero desde hace más de dos décadas, actuando también como asesora de la multinacional Holcim.

Telluris Consultores trabajan en consultoría de sostenibilidad y poseen una enorme experiencia en el uso del *software* GeoFluv-Natural Regrade para el diseño del relieve que evite los procesos erosivos.

Sodira es una empresa especializada en movimientos de tierras.

Esguilatorres es una pequeña empresa especializada en trabajos en altura relacionados con el medio ambiente. Instalaron nidos artificiales y construyeron un nido para grandes águilas en los frentes.

También se contó con consultores como Francisco José García, especializado en la puesta en marcha de medidas para fomentar la presencia de fauna, en este caso conejo y quirópteros.

Más información

Webs:

<https://lachanta.org/>

<https://www.holcim.es/lafargeholcim-espana-premiada-por-su-proyecto-de-rehabilitacion-de-la-cantera-la-chanta>

<https://www.youtube.com/watch?v=IVURxkTPf4A>

Autores: Raúl Alonso Moreno (Brinzal); Raquel Sánchez Torres (Brinzal); y Pilar Gegúndez Cámara (Holcim España).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE LA CANTERA LA FALCONERA CON TECNOSOLES DE MINA

Localización/Ámbito de actuación

Cantera La Falconera, Garraf (Sitges, Barcelona).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Agència de Residus de Catalunya (ARC), Promsa (Cementos Molins, S. A.).

Entidad/es socia/s del proyecto

CREAF.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1 de mayo de 2020-actualidad.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II. Industria extractiva (actividades relacionadas con el funcionamiento de la cantera).

Ecosistemas afectados

Hábitat rocoso y cuevas.

Matorrales esclerófilos.

Bosques.

Motivación para desarrollar el proyecto

Imperativo legal que motivó el establecimiento de tecnosoles de referencia para la restauración de hábitats mediterráneos en el contexto de la restauración de canteras de caliza en clima mediterráneo, así como otros espacios altamente degradados (taludes de carretera, vertederos, zonas afectadas por erosión, etc.).

Diagnóstico ecológico

La zona de actuación se sitúa en la cordillera litoral catalana, a 200 m de altura y 1.200 m de distancia lineal de la costa, dentro del Parc del Garraf, que a su vez se encuentra dentro de la Red Natura 2000 (ZEPA y LIC). El paisaje vegetal forma un mosaico de pinares de *Pinus halepensis* y maquia litoral con *Chamaerops humilis*, *Quercus coccifera* y *Pistacia lentiscus* que se distribuyen en el espacio según diferentes parámetros, siendo relevante la profundidad del suelo determinado por el relieve y la textura del substrato. La zona presenta una alta densidad de canteras de caliza, las cuales suponen un elevado grado de degradación de los ecosistemas, con la completa eliminación de la vegetación y el suelo.

Debido a las características de los suelos, de poca profundidad (leptosoles), muy pedregosos (esqueléticos) y concentrados en grietas, el capaceo previo a la explotación es dificultoso y no consigue recoger suficiente suelo para la completa restauración de las zonas afectadas. En este contexto, los materiales de rechazo minero (derrubios de voladura, zahorra) son el principal material mineral disponible para la construcción de los nuevos suelos.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo general del proyecto es crear tecnosoles de referencia para la restauración ecológica de ambientes severamente degradados, por lo que se encajaría entre la rehabilitación de estos ambientes y la restauración ecológica de los hábitats degradados (prados xerófilos, maquia mediterránea litoral y bosques de pino carrasco con sotobosque arbustivo).

A partir de este objetivo general, los objetivos secundarios del proyecto son:

- Construir tecnosoles a partir de residuos minerales, priorizando el uso de materiales de rechazo propios de la industria minera.
- Evaluar el efecto *trigger* de distintas enmiendas orgánicas cuando son utilizadas como ingredientes de tecnosoles.
- Incrementar la disponibilidad de agua en el suelo para la vegetación.
- Incrementar el carbono orgánico de los suelos restaurados.
- Facilitar la implantación de las especies diana mediante el uso de enmiendas, siembras y plantaciones.

Marco legal

Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

Ley 12/1981, de 24 de diciembre, por la que se establecen normas adicionales de protección de los espacios de especial interés natural afectados por actividades extractivas.

Acciones de restauración

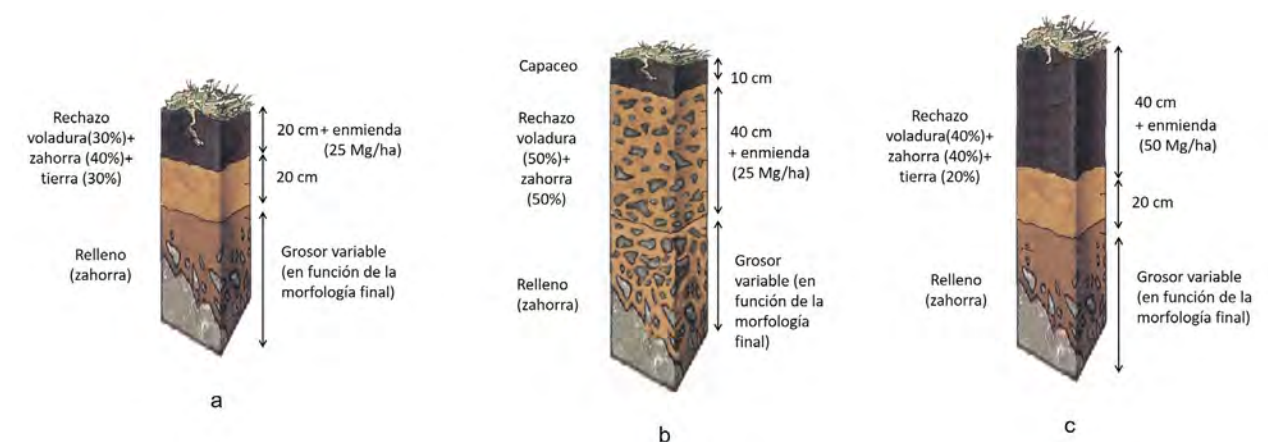
Se han construido parcelas experimentales con la intención de evaluar diferentes residuos y productos orgánicos y minerales para la construcción de los tecnosuelos.

Los residuos y productos orgánicos utilizados son representativos de los que se generan en mayores cantidades (compost de FORM y agroalimentario, bioestabilizado, digestato de FORM y agroalimentario, lodos EDAR, estiércol).

Los materiales minerales utilizados como base de los tecnosuelos son residuos típicos de canteras de caliza (rechazo voladura, zahorra), materiales naturales excavados (tierras de excavación), así como tierras de capaceo.

Se han diseñado tres tipos de tecnosuelos, uno para cada hábitat de referencia, con proporciones diferentes de los distintos residuos de cantera y materiales minerales, en función del suelo de referencia a restaurar. El grosor de los horizontes y la dosis de enmienda también se han adaptado al hábitat de referencia a restaurar, siendo más someros los suelos de prado y maquia y más profundos los suelos de bosque (**figura I**).

Una vez realizadas las mezclas y extendidos los tecnosuelos con la maquinaria disponible en la explotación (pala cargadora), se sembró una mezcla de semillas de especies autóctonas (*Brachypodium phoenicoides*, *Lolium rigidum* y *Psoralea bituminosa*, al 10 %; *Anthyllis citisoides*, al 8 %; *Onobrychis viciifolia* y *Stipa tenacissima*, al 7 %; *Dorycnium pentaphyllum* y *Lavanda latifolia*, al 6 %; *Brachypodium retusum*, *Agropyron cristatum* *Santolina chamaecyparissus*, *Lotus corniculatus* y *Rosmarinus officinalis*, al 5 %; y *Scabiosa atropurpurea* y *Eryngium campestre*, al 3 %), a una densidad de 40 g/m². Adicionalmente, se testó el establecimiento de especies arbustivas y arbóreas mediante siembra (*Pinus halepensis*, *Ceratonia siliqua*, *Olea europaea* var. *sylvestris*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Chamaerops humilis*, *Juniperus phoenicea*).



➤ **Figura I.** Perfiles de los distintos tecnosuelos: prado (a), maquia (b) y bosque (c). Se especifican los materiales utilizados, la dosis de enmienda y el grosor de cada horizonte. **Autor:** Vicenç Carabassa.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Jornadas de difusión de los resultados con estudiantes y profesionales del sector.

Visita de la Pan-European Network for Climate Adaptive Forest Restoration and Reforestation en el marco del curso «New approaches in mine reclamation: linking geomorphology with soil and vegetation management».

Seguimiento de la RE

Para la evaluación de los diferentes tecnosoles se hicieron muestreos periódicos de diferentes parámetros edáficos y de vegetación:

- Caracterización fisicoquímica de los suelos (pH, conductividad, metales pesados, materia orgánica e indicadores de fertilidad).
- Cobertura vegetal.
- Composición florística.

La combinación de los datos de suelos y de vegetación permite identificar los mejores tratamientos para la restauración de los hábitats objetivo. Los resultados previos indican una progresiva revegetación de los tecnosoles y un incremento del carbono orgánico en los tratamientos con enmiendas.

En los próximos meses se prevé continuar el seguimiento, incorporando la utilización de drones para el seguimiento de la vegetación mediante [el protocolo establecido por el CREAF](#).

Mantenimiento

El mantenimiento de la zona prevé la plantación de especies arbustivas y arbóreas (*Pistacea lentiscus*, *Rosmarinus officinalis*, *Juniperus phoenicea*, *Olea europaea* var. *sylvestris*) mediante la utilización de captadores de nieblas y rocío, testados en el proyecto LIFE Nieblas (<https://lifenieblas.com/es>). A medio plazo se prevé la reposición de marras, así como el desbroce de la vegetación herbácea en caso de que sea necesario.



➤ **Figura II.** Proceso de mezcla de los materiales terrígenos y las enmiendas orgánicas.
Autor: Vicenç Carabassa.



➤ **Figura III.** Vista general de las parcelas con los distintos tratamientos.
Autora: Meri Pous.

Desviaciones

La depredación de semillas por parte de jabalís ha afectado a la totalidad de los hoyos de siembra de especies arbustivas y arbóreas, por lo que estas siembras han fracasado totalmente y habrá que replantearlas en futuras acciones.

El humus aplicado en el hoyo puede atraer a los jabalís.

En las próximas acciones (otoño de 2023) se evitará realizar siembras con estas características y se procederá al establecimiento mediante siembra a voleo o plantación en hoyo.

En el caso de las plantaciones se utilizarán protectores robustos, que ayuden a reducir la evapotranspiración y permitan la recolección de agua de rocío y nieblas (captadores individuales desarrollados en el proyecto [LIFE Nieblas](#)).

Evaluación final

Las enmiendas orgánicas incrementan la capacidad de retención de agua en los tecnosoles, cuando se combinan con el uso de tierras de capaceo, así como la estabilidad de los agregados, especialmente en los tratamientos con digestato.

Se ha constatado el efecto de las tierras de capaceo en la reducción de la compactación y la velocidad de infiltración del agua.

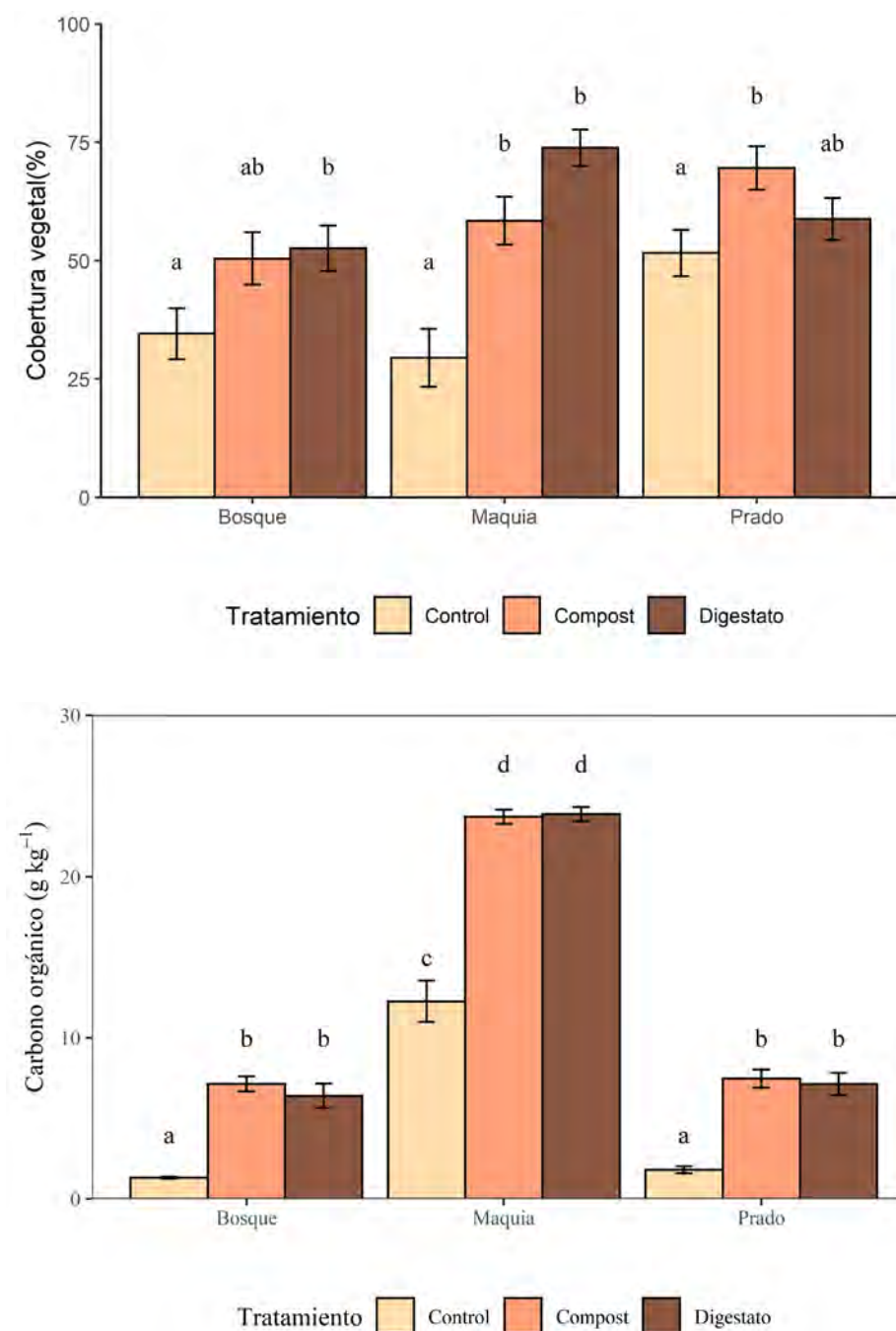
Todos los tratamientos con enmiendas han incrementado el contenido de carbono orgánico y nutrientes en los suelos.

La mayoría de los tratamientos han estimulado la revegetación con especies herbáceas pioneras (tanto sembradas como espontáneas), que se prevé que aporten más carbono orgánico en los suelos y contribuyan al secuestro de carbono atmosférico (Carabassa *et al.*, 2019).

El recubrimiento vegetal promedio en las parcelas enmendadas es del 59 %, mientras que en las parcelas sin enmienda orgánica se sitúa en el 35 %.

Se ha detectado una estabilización de los valores de pH y salinidad a los seis meses, volviendo a valores cercanos a los tecnosoles sin enmienda, de forma que no suponen una limitación para la revegetación. En esta fase inicial de revegetación, la reconstitución de la comunidad vegetal de los hábitats objetivo ha funcionado mejor con las especies herbáceas, responsables de la mayor parte del recubrimiento vegetal. Sin embargo, el índice de germinación de las arbustivas hace prever un buen desarrollo de estas durante los próximos años.

De entre las especies herbáceas sembradas, las gramíneas del género *Brachypodium* y la leguminosa *Psoralea bituminosa* son las que se han adaptado y desarrollado mejor.



➤ **Figura IV.** Carbono orgánico en el suelo (OC) y cobertura vegetal en los tecnosoles de distintos hábitats sin enmienda, con compost de FORM y digestato de FORM, después de seis meses de su aplicación.
Autora: Irene Raya.

Persistencia de la zona restaurada

La zona se incluye dentro de la actividad extractiva La Falconera y, por tanto, está sometida a la legislación minera en materia de restauración. La empresa tiene como objetivo la restauración de toda el área afectada (80 ha) para 2029. En la actualidad se han restaurado 14 ha, todas mediante el uso de tecnosuelos de mina. La actividad extractiva está situada en un espacio protegido (Red Natura 2000), por lo que el periodo de garantía de la restauración (periodo de seguimiento por parte de la Administración ambiental), una vez finalizados los trabajos de restauración, se extiende de tres a cinco años.

Presupuesto y financiación

La ARC ha financiado el proyecto con 75.000 € y PROMSA con 11.500 €.

Cualificación del personal

El proyecto se ha desarrollado con participación de personal técnico de la Agència de Residus de Catalunya (Meri Pous, Robert González) en la selección de las enmiendas y el diseño de las actuaciones. Por parte del CREAM, participan en el diseño de las actuaciones y el seguimiento del proyecto Vicenç Carabassa e Irene Raya (doctorados), con la colaboración de técnicos de campo y laboratorio (4), y estudiantes de máster (2), durante las distintas campañas de seguimiento realizadas. Por parte de PROMSA, han participado en el diseño de las actuaciones y la dirección de obra Carles Ventura y Carles Bogunyà (licenciados), así como 1 palista, 1 camionero y 2 peones. Los perfiles profesionales de los implicados incluyen ingenieros agrónomos, biólogos, ambientólogos e ingenieros de minas.

Más información

Webs:

<https://www.creaf.cat/ca/investigacio-innovacio-i-promocio-de-lus-des-menes-i-residus-organics-en-la-restauracio-de-sols>

https://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/tipus_de_residu/residus_organics/restauracio_sols/fitxes_tecniques/

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/rec.13072>

Autores: Vicenç Carabassa Closa (CREAF y Universitat Autònoma de Barcelona); Irene Raya (CREAF); Pau Solé (CREAF); Diana Ferrer (CREAF); Carles Ventura (PROMSA); Robert González (Departament de Protecció del Sòl, Àrea d'Economia Circular, Agència de Residus de Catalunya, Generalitat de Catalunya); y Meri Pous Alo (Departament de Protecció del Sòl, Àrea d'Economia Circular, Agència de Residus de Catalunya, Generalitat de Catalunya).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN AMBIENTAL DE LAS CANTERAS DE SOLVAY EN CUCHÍA

Localización/Ámbito de actuación

La cantera de Cuchía se encuentra en el término municipal de Miengo (Cantabria).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Solvay, Gobierno de Cantabria.

Entidad/es socia/s del proyecto

SEO/BirdLife y Ayuntamiento de Miengo.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2013-2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II. Industria extractiva.

Esta cantera comenzó a ser explotada por la empresa Solvay S. A. en el año 1927, estando centrada en la producción de calizas y dolomías. La producción de la cantera ha provocado el desmantelamiento de una gran parte de este afloramiento rocoso, generando una importante excavación en la zona central de unas 75 ha, así como el vertido de rellenos en su entorno próximos. Tras el cierre de la explotación, pese a los trabajos de restauración realizados, la zona se vio totalmente invadida por el plumero de la Pampa empobreciendo completamente el paisaje y reduciendo las posibilidades de recuperación de la zona.

Ecosistemas afectados

La situación de la cantera, junto a la desembocadura de los ríos Saja-Besaya, hace que estén presentes hábitats costeros y de vegetación halófila, así como dunas marinas. El sustrato calizo alberga también hábitats rocosos y cuevas, así como restos de encinar cantábrico.

Motivación para desarrollar el proyecto

El proyecto se inscribe dentro de las actuaciones de la planta de Torrelavega del Grupo Solvay en materia de responsabilidad social corporativa y de desarrollo sostenible. En el año 2012, SEO/BirdLife contacta con Solvay para incorporar la mejora de la biodiversidad a la restauración de la cantera y que sirva de ejemplo de cómo la industria puede también contribuir a la conservación de la biodiversidad y cómo estos espacios mineros pueden convertirse de nuevo en espacios para la naturaleza.

Diagnóstico ecológico

El proyecto que se describe en esta ficha comenzó sus actuaciones en el año 2014. Hasta entonces, Solvay había acometido importantes trabajos de restauración en su antigua cantera en el marco de sus obligaciones legales. Esa restauración inicial, hecha más bien bajo criterios paisajísticos, se puede considerar parcialmente exitosa. El principal acierto había sido la incorporación de medidas encaminadas a facilitar el mantenimiento de las charcas y lagunas que se habían generado en el transcurso de la explotación, así como el importante esfuerzo de revegetación de la zona mediante siembras y plantaciones con cientos de ejemplares de algunas especies autóctonas como la encina, el majuelo, la salguera negra y el tojo en las zonas remodeladas.

Sin embargo, la falta de una visión clara en materia de restauración ecológica dio como resultado que la práctica totalidad de la superficie de la cantera se viera invadida por la especie invasora plumero de la Pampa, lo que arruinó su recuperación natural. Además, quedaron importantes sectores de los frentes de explotación de la cantera con una altura excesiva y, en general, la cantera resultaba totalmente inaccesible para el público. De este modo los trabajos de restauración se enfocaron, por tanto, en la eliminación de las especies invasoras, la restauración de hábitats, la remodelación geomorfológica y el uso público.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Este proyecto de restauración tendría como objetivo principal la remediación y la rehabilitación del espacio transformado, para en una segunda fase iniciar la verdadera restauración ecológica atendiendo a los objetivos **generales marcados en el diagrama de SER (Society for Ecological Restoration)**.

Los objetivos en base al diagnóstico realizado fueron, por tanto:

- Remodelar geomorfológicamente los terrenos.
- Incrementar la diversidad de hábitats y ambientes en la zona.
- Acelerar el proceso de sucesión ecológica.
- Ampliar el complejo de humedales del vaso de la cantera y mejorar ecológicamente los existentes.
- Reducir la presencia de flora exótica invasora.
- Incrementar la superficie de las unidades de vegetación de mayor interés de la zona. Aportar espacios para la reproducción y refugio de especies de interés.
- Involucrar a la población en el proceso de recuperación de la zona y facilitar el conocimiento de sus valores naturales

Para definir las actuaciones, se han utilizado varios ecosistemas de referencia. Para los humedales, serían, por un lado, las lagunas costeras de aguas someras y dulces y, por otro, las denominadas charcas temporales pensando en los anfibios e invertebrados acuáticos. Para las zonas de cantiles, se tiene como referencia el mosaico de prados, matorrales y encinar costero propio de las zonas costeras de Cantabria.

Marco legal

Solvay ha incluido todas estas actuaciones dentro del denominado «Proyecto de abandono de labores de la Cantera de Cuchía», de 1990, según la legislación vigente de la Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas. A raíz de la declaración del PSIR Canteras de Cuchía, enmarcado en una de las actuaciones integrales estratégicas ambientales definidas en el Plan de Ordenación del Litoral (POL), SEO/BirdLife redactó, en 2015, el «Plan de acción para la remodelación geomorfológica y el incremento de la biodiversidad en la Cantera de Cuchía».

Acciones de restauración

Remodelación geomorfológica. Creación de nuevos relieves que han reducido el impacto visual y, además, favorecen la revegetación.

Ampliación y mejora ecológica de charcas y lagunas. Las zonas húmedas existentes son uno de los valores naturales más importantes de este espacio y se ha procedido a excavar nuevas charcas y mejorar las existentes.

Eliminación de flora exótica invasora. Se trata del principal problema ambiental y es que los terrenos de cantera tenían amplias superficies invadidas por el plumero de la Pampa. Principalmente, esta labor se ha realizado en el marco del proyecto LIFE StopCortaderia. En las zonas de relieve más suave se han eliminado plumeros de unas 60 ha y restaurado el suelo para generar superficies de pastizal que se mantiene mediante pastoreo dirigido con caballos, burros y vacas. En zonas de relieve más abrupto, se ha controlado el plumero mediante eliminación química.

Pastoreo dirigido. Se ha trabajado en el vallado y adecuación del pasto para favorecer su uso por el ganado, con la instalación de refugios, así como accesos al agua.

Revegetación con especies autóctonas. Todas las superficies sobre las que se ha actuado han sido revegetadas con especies locales como el sauce negro, el aliso, la encina o el madroño, formando nuevos hábitats como el encinar cantábrico, el robledal de rebollo, el bosque de ribera, el pastizal cantábrico y el humedal.

Uso público e información ambiental. Se han instalado paneles informativos y se ha elaborado un tríptico divulgativo. Además, se ha limitado el acceso con vehículos y se ha procedido a la regulación de usos para evitar molestias a la fauna y afección a los hábitats en regeneración.

Complementariamente a las acciones del plan, y con el objetivo de favorecer el asentamiento de nuevas especies, se ha llevado a cabo la instalación de cajas nido para rapaces, refugios para murciélagos, creación de taludes para especies muy escasas, como el avión zapador, y la ampliación y mejora de las charcas para anfibios.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

El plan de restauración ha incluido acciones para fomentar la participación de la población local y de otros colectivos/sectores relacionados con el espacio natural en cuestión. Para ello, se han realizado salidas interpretativas tanto con escolares como con público en general. Además, una de las vías más interesantes ha sido la puesta en marcha de iniciativas de voluntariado ambiental, en algunos casos con empleados de Solvay, en una jornada denominada *Citizens Day*. En concreto, se han elaborado cajas nido y se han eliminado especies invasoras, se han plantado árboles y se han realizado sesiones de anillamiento científico. Solvay, además, ha organizado varios encuentros con vecinos de Miengo para explicar el proyecto y, junto con SEO/BirdLife, ha elaborado notas de prensa para los medios de comunicación.

Seguimiento de la RE

Desde el comienzo del plan de restauración, y con la finalidad de seguir científicamente el proceso de recuperación de la naturaleza, SEO/BirdLife lleva a cabo un programa de seguimiento de los siguientes indicadores:

- **Aves.** Mediante censos periódicos se contaban las aves que se registraban en unos transectos para valorar la mejora de los hábitats.
- **Anfibios.** Con muestreo de charcas, se detectaban las puestas de las diferentes especies de anfibios.



➤ **Figura I.** Panel informativo canteras de Cuchía.
Autor: Felipe González Sánchez (SEO/BirdLife).



➤ **Figura II.** Vista general Cuchía, en julio de 2021.
Autor: Felipe González Sánchez (SEO/BirdLife).

- **Vegetación invasora.** Se evaluaba la eficacia de las acciones de control y eliminación mediante el seguimiento visual de las zonas trabajadas.
- **Flora y fauna.** En el caso de la flora se viene realizando un inventario a través de la identificación *in situ*. El resto de los grupos faunísticos se realiza con cámaras de fototrampeo, identificación de huellas y excrementos.

Actuaciones de restauración. Mediante seguimiento de parcelas y fotointerpretación se ha evaluado la efectividad de las plantaciones y siembras realizadas.

Mantenimiento

Sin duda, una superficie tan extensa y sometida a una continua amenaza de las especies invasoras requiere de un mantenimiento que permita conservar las zonas restauradas. En este caso, se ha llegado a un acuerdo con tres ganaderos locales y, tras adecuar para el pastoreo varias de las zonas restauradas, se ha conseguido mantener como pastizales naturales casi 30 ha. Además, Solvay contrata servicios de desbroce y también ha colocado barreras para evitar el acceso incontrolado a la zona.

Desviaciones

Dada la enorme superficie de actuación, el proyecto se ha planteado para realizarse en diferentes fases y pensando en un horizonte temporal amplio. Los recursos disponibles se han ido dirigiendo a diferentes actuaciones. La principal lección aprendida es que luchar contra una especie invasora, como es el plumero de la Pampa, requiere trabajar en varios años, es decir, que si no se cuenta con un trabajo de mantenimiento y repaso posterior se corre riesgo de volver a la situación inicial.

Evaluación final

Aunque aún no se ha conseguido la restauración de toda la superficie afectada por la cantera, se pueden apreciar en la actualidad los resultados de los trabajos realizados. Se ha trabajado en la restauración geomorfológica mediante la suavización de bermas y taludes. En cuanto a la vegetación, se han plantado unos 8.000 árboles autóctonos y se han ampliado y mejorado varios de los humedales existentes. Hoy día presenta el aspecto de un espacio costero con diversidad de hábitats. El «Plan de acción para la remodelación geomorfológica y el incremento de la biodiversidad en la Cantera de Cuchía» contempla una serie de indicadores de seguimiento para evaluar los resultados de la restauración.

Hasta la fecha, se ha conseguido restaurar aproximadamente un 50 % de la superficie total. La valoración de lo restaurado hasta la fecha no puede ser más positiva. Son en total 30 ha de pastizales, 15 ha de zonas arboladas y 5 ha de humedales. Además de haber conseguido un modelo de manejo sostenible a través del pastoreo dirigido.

El seguimiento de varios de los indicadores ha permitido registrar en la cantera 146 especies de aves, 17 de mamíferos, 7 especies de anfibios, 5 de reptiles y, dentro del grupo de los insectos, destaca la presencia de 22 especies de odonatos. En cuanto a la flora, se han registrado 210 especies vegetales.

Persistencia de la zona restaurada

De momento, la gestión y el mantenimiento del espacio se realiza de manera conjunta entre Solvay, SEO/BirdLife y el Ayuntamiento de Miengo. Junto con el Gobierno de Cantabria, se ha conseguido la aprobación de un proyecto para su financiación con los Fondos Nextgeneration para la restauración total del espacio, hasta diciembre de 2025. Esto conllevará la consolidación de las canteras de Cuchía como un nuevo espacio natural que, confiamos, logre disponer de unos recursos constantes para cubrir las labores de mantenimiento.

Presupuesto y financiación

El coste total de las actuaciones realizadas en el periodo 2013-2022 asciende a cerca de 1 millón de euros. El 90 % han sido aportados por Solvay y están dedicados a los trabajos de restauración geomorfológica y reforestación. Desde 2018, SEO/BirdLife, a través del proyecto LIFE StopCortaderia, ha contribuido con 150.000 € dedicados a la lucha contra especies invasoras y la adecuación para el pastoreo de cerca de 30 ha.

Sistemas de control

Los trabajos han sido diseñados y supervisados por SEO/BirdLife, entidad científica y experta en la materia. Hay que destacar que el proyecto ha recibido el Premio Responsible Care de CEFIC, en 2021, en la categoría «Preservación de ecosistemas». Este prestigioso premio es concedido por el Consejo Europeo de Federaciones de la Industria Química, patronal europea de la industria química.

Cualificación del personal

El proyecto ha sido diseñado y supervisado por un equipo mixto de técnicos de Solvay y de SEO/BirdLife. En el caso de Solvay, se trata de técnicos de perfiles profesionales relacionados con la ingeniería y la química. En el caso de SEO/BirdLife, se trata de técnicos especializados en la conservación y restauración de ecosistemas.

Más información

Webs:

[El Gobierno destina más de 3 millones para la recuperación ambiental de Suances, la antigua cantera de Cuchía y la mejora de la biodiversidad de El Astillero- Comunicados- cantabria.es](#)

[El «Plan de restauración ecológica de la cantera de Solvay en Cuchía», Premio Responsible Care de CEFIC 2021-FEIQUE-Federación Empresarial de la Industria Química Española](#)

[Una nueva vida para la Cantera de Cuchía, en Cantabria-SEO/BirdLife](#)

[El consejero de Medio Ambiente visita los trabajos de control de la especie que el proyecto LIFE STOP Cortaderia ha realizado en la cantera de Solvay en Cuchía-LIFE Stop Cortaderia-Medidas urgentes de lucha contra el plumero de la Pampa](#)

Autores: Felipe González Sánchez (SEO/BirdLife); Antonio Urchaga Fernández (SEO/BirdLife); y José Luis Gil Payno (Solvay).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE DOS CANTERAS ANTIGUAS EN EL PARQUE NATURAL DE LAS HOCES DEL CABRIEL

Localización/Ámbito de actuación

Los espacios mineros en los que se ha implementado este proyecto se ubican en el Parque Natural de las Hoces del Cabriel, concretamente en el término municipal de Villargordo del Cabriel (Valencia), aunque el espacio es compartido entre las provincias de Valencia (Comunidad Valenciana) y Albacete y Cuenca (Comunidad de Castilla-La Mancha) y está en ambos casos declarado como ZEC ES533010 y zona ZEPA.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Holcim España, SAU.

Entidad/es socia/s del proyecto

Cinclus Soluciones (grupo Plegadis) y Fundación C. V. Victoria Laporta como asesores en restauración.

Dirección general de Industria y Minas de la Conselleria de Economía Sostenible, y Dirección General de Gestión del Medio Natural y Evaluación Ambiental y la propia oficina del Parque Natural de las Hoces del Cabriel de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Desarrollo Sostenible y Cambio Climático del Gobierno Valenciano.

Departamento de Áreas protegidas de la Junta de Castilla-La Mancha.

Grupo de Investigación de vertebrados terrestres, del Instituto Cavanilles de biodiversidad y biología evolutiva de la Universidad de Valencia.

Simbiosi Espai Ambiental, en comunicación ambiental y difusión.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Febrero 2019-mayo 2021 (restauración y acondicionamiento hasta la primera suelta de conejos), pero en la actualidad seguimiento de las especies emblemáticas en las que se ha centrado la acción.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II.

El proyecto se enfocó a la restauración de dos espacios mineros, localizados en un espacio natural protegido, con interesantes valores ambientales y afluencia de uso público.

Espacios mineros no utilizados, ni necesarios, desde hacía al menos veinte años y con proyecto de abandono aprobado, pero obsoleto y poco enfocado a una restauración efectiva y al apoyo de la biodiversidad.

Ecosistemas afectados

Bosques y matorrales esclerófilos.

Las Hoces del Cabriel es una zona extremadamente abrupta y de gran interés paisajístico y geomorfológico configurada por el río Cabriel al abrirse paso a través de una serie de estrechos desfiladeros flanqueados por acantilados que en algunos puntos alcanzan alturas destacables. Alberga, por tanto, un mosaico de ecosistemas riparios, roquedos y matorrales de alto valor ambiental y ricos en especies animales y vegetales de interés. Comprende once tipos de hábitats identificados y algunos considerados como prioritarios (en sombreado los hábitats sobre los cuales tiene incidencia directa el proyecto):

Código	Denominación	Estado de conservación en esta ZEC
1520	<i>Iberian gypsum vegetation (Gypsophiletalia).</i>	Prioritario y bien representado.
7220	<i>Petrifying springs with tufa formation (Cratoneurion).</i>	Prioritario.
8210	<i>Calcareous rocky slopes with chasmophytic vegetation.</i>	No prioritario y bien representado.
6220	<i>Pseudo-steppe with grasses and annuals of the Thero-Brachypodietea.</i>	Prioritario y bien representado.
6420	<i>Mediterranean tall humid grasslands of the Molio-Holoschoenion.</i>	No prioritario, pero no es muy abundante.
5210	<i>Arborescent matorral with Juniperus spp.</i>	No prioritario y bien representado, pero de alto valor ecológico.

Motivación para desarrollar el proyecto

Holcim España, SAU, impulsó este proyecto, por un lado, siendo conscientes de la necesidad de restaurar dos espacios mineros antiguos heredados, pero siguiendo la línea de disponer, como en el resto de todos sus aprovechamientos mineros, de planes de seguimiento y gestión de biodiversidad y potenciar de forma activa, por medio de la restauración y/o rehabilitación de hábitats afectados, la biodiversidad local.

Al equipo de Fundación Victoria Laporta/Cinclus Soluciones S. L. se le encargó la labor de rediseñar los planes de restauración y abandono de labores de ambas explotaciones para ajustarse a ese objetivo y, además, estudiar otras acciones o proyectos de biodiversidad que complementaran la restauración ambiental.

El proyecto incluía una serie de medidas de seguridad que se han conjugado con las mejoras para la biodiversidad para alcanzar el abandono y caducidad definitiva del derecho minero y, por tanto, la total integración de las superficies rehabilitadas en el enclave protegido.

Diagnóstico ecológico

Los dos espacios mineros objeto del proyecto se incluyen en una única ficha ya que: i) comparten ubicación (distan escasos 1.200 m uno de otro) dentro del mismo espacio natural protegido; ii) en el diseño de los planes de restauración se ha tenido en cuenta la biodiversidad local; iii) las acciones llevadas a cabo en cada uno de los sitios son complementarias para poder actuar de forma positiva sobre especies y hábitats más diversos; y iv) son proyectos que se acometieron casi en paralelo.

Pero **ecológicamente** son casos muy diferentes:

1) Por un lado, la cantera de Santa Bárbara, situada más al norte, era un hueco minero cuyo tipo de explotación tuvo como objeto fundamental el aprovechamiento de margas y arcillas. La extracción del material se realizó a cielo abierto, mediante el uso de medios mecánicos (retroexcavadoras, palas cargadoras, camiones, etc.).

Topográficamente, oscilaba entre 670 y 697 m s. n. m., con una plaza de cantera bastante llana, con desagüe hacia la zona sur y un único banco de explotación margoso de una media de 20 m de altura, con pendiente moderada y sin corrimientos ni escorrentías excesivas.

En la plaza de cantera se han configurado dos depresiones someras, una en la parte central, que ha sido aprovechada durante el proyecto para recrear una charca semipermanente, y otra en la zona sur, donde se acumulan temporalmente las aguas de lluvia.

2) La cantera de El Buitre tenía como objeto la extracción de caliza, con varios frentes verticales rocosos y una mayor superficie (7 ha). Por tanto, su restauración «al uso» preveía la realización de grandes voladuras en cabecera, ampliando enormemente el área de afección hasta dejar una pendiente 45 grados. Sin embargo, estos taludes rocosos que han demostrado ser estables durante los últimos treinta años (hecho constatado mediante un estudio geotécnico), albergan grietas y oquedades muy interesantes para la fauna y flora rupícolas. Con las revegetaciones aplicadas y la importante función ecológica como punto de alimentación para grandes rapaces, consideramos que ecológicamente la antigua cantera cumple una función muy relevante.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

En ambos casos estamos entre las fases de remediación y rehabilitación, reparando gradualmente con las plantaciones específicas y con las acciones complementarias de apoyo a la biodiversidad, la funcionalidad de los ecosistemas e iniciando su recuperación.

No obstante, ambas tienen un horizonte distinto:

- En la cantera de Santa Bárbara el objetivo es la restauración total y la integración a los ecosistemas colindantes con plena funcionalidad ecológica y con el plus de haber recreado/rehabilitado dos puntos de agua para la fauna, en general, pero especialmente aptas para especies interesantes y sensibles (invertebrados asociados al medio acuático y anfibios).
- En el caso de El Buitre, las labores de rehabilitación también se planificaron para conseguir la reducción del impacto, con revegetaciones parciales que permitirán que el interior de la cantera vaya recuperando funcionalidad ecológica y albergando cada día mayor diversidad botánica y de fauna asociada. No obstante, el proyecto se centró sobre todo en habilitar el enclave para funcionar como punto de alimentación, principalmente sobre el águila perdicera (*Aquila fasciata*), aunque en la zona también se han detectado numerosos ejemplares juveniles de águila real (*Aquila chrysaetos*) y empiezan a citarse ejemplares de águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*).

Marco legal

Se localiza dentro del Parque Natural Hoces del Cabriel, creado por el Decreto 115/2005, de 17 de junio, del Consell de la Generalitat de declaración del Parque Natural de las Hoces del Cabriel. El Decreto 24/2005, de 4 de febrero, aprueba Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) de las Hoces del Cabriel y el Decreto 45/2011, de 29 de abril, aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de las Hoces del Cabriel.

Se encuentra también en la ZEPA Hoces del Cabriel (ES5233010) y en el LIC Hoces del Cabriel (ES5233010).



> **Figura I.** Charca de Santa Bárbara.
 Autor: Beltrán de Ceballos.



> **Figura II.** Águila perdicera marcada.
 Autor: Javier Blasco.

Según la Calificación y Clasificación urbanística de la Comunidad Valenciana, la zona goza de protección, suelo no urbanizable protegido (paisajística, forestal, ecológica). También está considerado como Terreno Forestal Estratégico de la Generalitat.

Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre la gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

Acciones de restauración

Tras una fase de análisis de la cantera de **Santa Bárbara** y su entorno, se procedió a diseñar una serie de actuaciones de restauración con los siguientes objetivos:

- Por medio de un modelado superficial ligero se canalizó la escorrentía de la cantera para habilitar una charca temporal, de orillas y profundidades irregulares, con la cubeta impermeabilizada mediante una capa de arcilla compactada y un aliviadero. En sus márgenes se plantaron especies para favorecer la colonización de fauna asociada a estos ecosistemas acuáticos, lo que resulta importante para fijar puestas y hallar cobijo frente a depredadores para, por ejemplo, anfibios y odonatos.
- Resalveo de pies y podas de formación a los pies arbóreos preexistentes de *Pinus halepensis*, con el objetivo de evitar zonas con alta densidad de repoblado que no permitan el desarrollo de otras especies conformadoras de hábitat o de otros estratos y, por lo tanto, conformadoras de estructura y apilado parcial de los restos de poda, para conseguir estructuras de protección para especies como micromamíferos y anfibios o, incluso, conejo de monte.
- Colocación de cajas nido para pequeños paseriformes con el objetivo de que algunas especies de pequeñas aves forestales e insectívoras colonicen la zona y sirvan como controladores de plagas vegetales e indicadores de la salud del hábitat.
- La superficie a rehabilitar ya estaba recolonizada parcialmente por la vegetación primicolonizadora de la zona colindante. Sin embargo, el elenco de especies era reducido, por lo que se colocaron 1.200 plantas en una disposición de estructuras de plantación especiales asimilables a la dispersión natural con una selección de especies que cumpliera otras funciones como las de apoyo a la fauna en general (polinizadores, aves granívoras/frugívoras y mamíferos).

La selección de especies se basó en el estudio previo de la vegetación actual y la potencial de la zona, identificando dos unidades o ecosistemas clave:

- Bosque con matorral: basada en la serie de vegetación 22 b de Rivas Martínez (serie mesomediterránea basófila de la encina de *Quercus rotundifolia*), acompañada de especies arbustivas autóctonas productoras de frutos palatables para la fauna presente en las inmediaciones.
- Vegetación higrófila azonal: ligada a zonas con humedad edáfica constante y recreada en las zonas cercanas a la charca y en aquellos biotopos propicios que tienden a acumular más humedad.

En el caso de la cantera de **El Buitre**, lo más destacable consistió en cambiar totalmente la orientación del plan de restauración vigente con dos resultados relevantes:

- Se descartó desdoblarse mediante voladuras y trabajo mecánico los taludes principales, ya que esta actuación llevaba asociada ampliar la zona afectada unos 50 m más, eliminando una zona forestal relevante con fantástica formación de matorral de especies del género *Juniperus Spp.* (principalmente *Juniperus oxycedrus* y *Juniperus phoenicea*). Por otro lado, se identificó la importancia de los cortados y roquedos de material calizo para algunas especies vegetales rupícolas y las repisas y oquedades como zonas de descanso y anidamiento de especies de fauna relevantes.
- Se rediseñó la revegetación en estructuras de plantación, con la intención de aumentar la diversidad de especies y la disponibilidad trófica para especies de fauna interesantes, además de ayudar a fijar suelo y evitar erosión.
- Por último, se diseñó en la propia plaza de cantera un punto de alimentación para grandes águilas, especies emblemáticas de esta ZEC, catalogadas y, en algunos casos, en claro declive, como el águila perdicera (*Aquila fasciata*); y, en otros casos, amenazadas, pero en recuperación y colonizando nuevos territorios, como el águila real (*Áquila chrysaetos*) o el águila imperial ibérica (*Áquila adalberti*).

En resumen, la fase previa de recolonización natural se ha reforzado mediante las actuaciones de restauración ambiental consiguiendo una buena diversidad vegetal, con alta cobertura vegetal y control de posibles procesos erosivos. Las actuaciones han proporcionado al entorno hábitats que están ya albergando especies muy interesantes (characeas, vegetación riparia, invertebrados acuáticos como el *Triops cancrivorus* o, asociados al medio acuático, como las libélulas y caballitos del diablo y anfibios como el gallipato).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Uno de los aspectos más innovadores y relevantes del proyecto es haber conseguido el complicado acuerdo en el modelo de restauración de ambas canteras para que confluyan los compromisos de la empresa minera con los intereses de las distintas Administraciones y entidades implicadas en el proyecto:

- Preservar e incrementar la biodiversidad asociada a las zonas restauradas.
- Garantizar la seguridad de los posibles usuarios del entorno natural en el que se ubican.
- Conseguir la integración paisajística de las zonas afectadas.



Figura III. Cartel del Buitre.
 Autor: Cinclus Soluciones.

Por otro lado, como parte del proceso participativo, la empresa se ha interesado en el proyecto promovido por el parque natural y realizado por la Universidad de Valencia «Seguimiento de grandes águilas en las Hoces del Cabriel y su entorno mediante telemetría GPS/GSM de alta resolución» para identificar patrones de uso del espacio y potenciales riesgos de mortalidad dentro del área de campeo habitual en los territorios de águila perdicera y águila real del entorno del Parque Natural de las Hoces del Cabriel. Al proyecto, iniciado en 2019 mediante el marcaje de tres águilas presentes en la zona, se ha incorporado un punto de alimentación suplementario la cantera de El Buitre.

Además, es indicativo ver cómo se planifica, tras los primeros dos años de mantenimiento (responsabilidad de la propia empresa minera), tanto el mantenimiento del punto de alimentación, la vigilancia del vallado, la desinfección y prevención de plagas y enfermedades, el aporte alimenticio y el aporte de conejos, como una labor coral entre los distintos departamentos implicados:

- Oficina Técnica del Parque Natural de las Hoces del Cabriel.
- Servicio de Caza y Pesca Continental.
- Cuerpo de agentes ambientales de la Generalitat Valenciana.

Por último, en ambas canteras el diseño de los planes de restauración lleva asociado una metodología de plantación y una selección de especies autóctonas que denominamos como conformadoras de hábitat, es decir, con la intención es favorecer la evolución de los ecosistemas.

Seguimiento de la RE

El equipo que ejecutó las actuaciones de restauración ha llevado el seguimiento de las mismas durante dos años, efectuando riegos de agarre y de socorro sobre las plantaciones, reemplazando o substituyendo tutores y protectores y reponiendo las marras de las plantaciones originales, así como cualquier deterioro en los materiales o señalética.

Los indicadores de seguimiento son: i) porcentaje de marras por zonas; ii) cantidad de plantas afectadas por ramoneo; iii) cantidad de cajas nido ocupadas; y iv) cantidad de horas (según datos GPS) que las águilas perdiceras (*Aquila fasciata*) pasan cazando en el punto de alimentación habilitado.

Complementariamente, se ha estudiado la evolución de los ecosistemas y se ha realizado la vigilancia y seguimiento del uso del punto de alimentación por parte de las especies objeto.

Mantenimiento

En la actualidad la oficina del parque natural, con sus brigadas y el personal de la Consellería de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición ecológica, se ocupa del seguimiento y mantenimiento de ambos enclaves.

Desviaciones

El proyecto no ha sufrido desviaciones apreciables, sólo pequeños ajustes debidos, en algún caso, a la afección de la fauna (principalmente, cabra hispánica sobre algunas de las plantaciones).

Evaluación final

Consideramos que las actuaciones y los resultados directos sobre las especies para cuya preservación se diseñaron han sido muy positivos. Igualmente, lo ha sido la implicación y la relación entre los distintos actores del proyecto. Los resultados se acercan mucho a los objetivos que vertebraron ambas rehabilitaciones, como demuestran los siguientes datos objetivos:

- 1.120 plantas establecidas con éxito.
- 4 especies de anfibios detectadas (entre ellas el gallipato [*Pleurodeles waltl*]), más otras 12 especies de fauna ligada a medios acuáticos (invertebrados acuáticos (a destacar, el *Triops cancriformis*), odonatos, etc.
- Más de 40 visitas de la pareja de *Aquila fasciata* que domina el territorio al punto de alimentación y sueltas de 130 ejemplares de conejo (*Oryctolagus cuniculus*).

Persistencia de la zona restaurada

Se trata de un monte público, emplazado en un espacio natural protegido, y en cuya funcionalidad y restauración confluyen los objetivos de las distintas Administraciones implicadas, por lo que se antoja difícil imaginar un cambio o reversión de uso.

Presupuesto y financiación

El coste de la rehabilitación de ambos enclaves ha sido 193.000 €.

Sistemas de control

Internamente, la empresa Holcim España, SAU, aplica a toda su actividad y relación con proveedores diversos sistemas de seguimiento y certificación (p. ej., Metacontratas), que asegure que cumplen su [código de conducta](#) para demostrar una gestión responsable de la cadena de suministro.

En cuanto a la rehabilitación de canteras, el resultado de los trabajos está sometido a la inspección y control de la Administración mediante un organismo de control autorizado, previo a la obtención de la autorización de abandono de labores.

Cualificación del personal

Proyecto elaborado, dirigido y ejecutado por un grupo profesional que incluye distintos perfiles con años de experiencia: 1 biólogo, 2 ambientólogos, 2 geólogos y 2 ingenieros de minas. El personal de ejecución con experiencia en plantaciones, instalación de estructuras de uso público, señalética, vallados de protección, etc.

En el proceso de vigilancia, además de la Administración, está implicado el equipo de investigación conformado por personal del Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva de la Universitat de València y del Grupo de Estudio de Zoología de Vertebrados de la Universidad de Alicante.

Más información

Webs:

<https://www.lafargeholcim.es/biodiversidad-en-comunidad-valenciana>

<https://youtu.be/AWENvAANyKI>

<https://youtu.be/wigS38NuGU8>

Autores: Vicent Ferri Vila (director-técnico de la Fundación Victoria Laporta); Javier Cots Berbegal (técnico ambiental independiente); Beltrán Ceballos Vázquez (Cinclus Soluciones S. L.); Jesús Gallardo García (Cinclus Soluciones S. L.); M.ª Pilar Gegúndez Cámara (Holcim España SAU) y Zoë Rorher-Rodríguez (Cinclus Soluciones S. L.)



Nombre del proyecto

RENATURALIZACIÓN DEL MONTE MEDITERRÁNEO. EL REFUGIO DE FAUNA CHICO MENDES

Localización/Ámbito de actuación

El Refugio de Fauna Chico Mendes está localizado en Castellar de Santiago (Ciudad Real) y tiene 454 ha de superficie.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Chico Mendes Forestal, S. L.

Entidad/es socia/s del proyecto

Han colaborado y colaboran, de una forma u otra, el MITECO, la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, la Universidad de Alcalá, la Universidad de Castilla-La Mancha, la Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas, SEO BirdLife y WWF-España.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Desde 1999 hasta la fecha (continúa).

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Concretamente, sobrepastoreo por ganado bravo. Además, la explotación cinegética.

Ecosistemas afectados

Existen los siguientes cinco tipos de hábitat con interés de conservación:

- 3.170 Cuerpos de agua temporales mediterráneos.
- 8.220 Pendientes rocosas silíceas con vegetación casmofítica.
- 8.230 Pendientes rocosas con vegetación casmofítica,
- 92A0 Bosques riparios dominados por *Salix alba* y *Populus alba*.
- 9.340 Bosques de *Quercus rotundifolia*.

Este último tipo es el dominante.

Motivación para desarrollar el proyecto

La principal motivación intrínseca del propietario del refugio para adquirir la finca y emprender el proyecto de su renaturalización fue la ética conservacionista, la identidad personal y el deseo de compartir y educar sobre los múltiples valores de la naturaleza.

Diagnóstico ecológico

La zona es un conjunto de cerros y barrancos con un intervalo de altitud de 700 a 937 m (**figura I**). Es drenada por el arroyo Descuernavacas y otros dos arroyos de menor entidad. Los suelos son pobres y derivan de rocas metamórficas silíceas. El clima es mediterráneo continental con temperatura y precipitación medias anuales de 13,5 °C y 366 mm, respectivamente. Alberga una rica flora y fauna mediterránea que, según el *Inventario natural del Refugio de Fauna Los Barranquillos Chico Mendes (Sierra Morena Oriental-Ciudad Real)*, publicado en 2009, incluía al menos 42 especies de plantas leñosas, 164 de hierbas, 20 de anfibios y reptiles, 109 de aves y 48 de mamíferos. Representa un paisaje montano habitado por personas dedicadas principalmente al sector primario.

La situación previa a las acciones restaurativas era la de una finca con exceso de carga ganadera que había resultado en una reducida cobertura vegetal y áreas de suelo desnudo y erosionado.

Durante el desarrollo de la línea base se identificaron varios indicadores cuantificables y medibles que se están utilizando para el seguimiento y evaluación del proyecto.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los objetivos de la restauración fueron y son: i) cambiar profundamente los usos del suelo; ii) obtener el estado legal de espacio natural protegido de la administración regional; iii) recuperar la vegetación y la fauna características del monte mediterráneo; iv) participar de forma proactiva en programas de conservación relevantes; y v) impulsar actividades de educación, capacitación y diseminación.

Los indicadores cuantificables son, principalmente: i) usos del suelo y actividades económicas; ii) establecimiento del espacio natural protegido; iii) presencia y abundancia de varias especies de fauna; iv) número de programas de conservación operativos; y v) número de actividades de educación, capacitación y diseminación.

En el continuo de la restauración, el proyecto inició en reducción de impactos y actualmente opera en los segmentos de la recuperación y la restauración total.



➤ **Figura I.** Panorámica del Refugio de Fauna Chico Mendes.
Autor: José María Sierra.

Marco legal

Desde 2001, Refugio de Fauna Silvestre (declaración en el *Boletín Oficial de Castilla-La Mancha*, n.º 87, de 3 de octubre de 2001, p. 9300).

Áreas de especial interés para el lince ibérico y el águila imperial ibérica (Decretos 200/2001 y 275/2003 de Castilla-La Mancha) respectivamente.

Acciones de restauración

Las acciones restaurativas principales son: i) eliminación del ganado; ii) eliminación de trampas y lazos; iii) captura de jabalís para reducir su abundancia; iv) resalveo del monte mediterráneo; v) restauración y mantenimiento de los manantiales naturales; vi) construcción y mantenimiento de dos pequeñas presas; vii) protección de madrigueras de conejo; viii) introducción de elementos de refugio para la fauna (cajas-nido para aves, refugios para murciélagos, majanos para conejos, guaridas para lince); ix) establecimiento de pequeños cultivos forrajeros; x) alimentación suplementaria en invierno; xi) introducción de bebederos; xii) translocaciones de lince y cangrejo autóctono; y xiii) construcción de un primillar.

El orden cronológico es el siguiente: i), ii), vi), iv)-xi) [concomitantes excepto vi)], iii), xiii) y xii).

Es evidente dónde se han realizado o realizan las acciones iv)-vii) por su naturaleza. Las acciones i)-iii) y viii)-xii) se han distribuido ampliamente en toda la finca. La acción (xii-cangrejos) se realizó en la presa principal (**figura II**). La acción iii) se realizó en un alto con vistas al hábitat estepario de la zona.

Nótese que todas las acciones están destinadas a recuperar la fauna, la mayor parte de ellas tienen como fin recuperar la población del conejo de monte que es la principal presa del lince y el águila imperial, mientras que las acciones i) y iv) están principalmente dirigidas a recuperar la vegetación.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Las principales acciones para la participación de los grupos de interés son: i) comunicación frecuente y puntual con los agentes medioambientales de Castilla-La Mancha en la zona; ii) monitoreo científico de la avifauna en colaboración con el grupo local de SEO BirdLife de Alcázar; iii) monitoreo de la biodiversidad, especialmente de invertebrados, mediante el programa de ciencia ciudadana Biodiversidad Virtual; iv) fomento de la economía local mediante la contratación de guardería, labores silvícolas y, puntualmente, labores domésticas; v) colaboración con instituciones académicas como la Universidad de Castilla-La Mancha y la Universidad de Alcalá; vi) colaboración con organizaciones conservacionistas como WWF-España y SEO BirdLife en programas específicos de conservación (lince ibérico y águila imperial, respectivamente); vii) acciones de educación ambiental, principalmente dirigida a escolares de la zona; y viii) acciones de formación a los estudiantes del Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas.

Los datos de los anillamientos de la acción ii) y de las jornadas de muestreo de la acción iii) son proporcionados a los gestores de la finca. Un producto concreto de la acción ii) es el Trabajo Fin de Máster «Efectividad de las cajas nido instaladas en el Refugio de Fauna Silvestre “Chico Mendes”, Ciudad Real» de la Universidad Complutense de Madrid (Miguel Martínez Illana, 2020). También en relación con la acción ii), se ha publicado el libro de Guzmán Piña (2022). En relación con la acción v), se han publicado los textos de Gosálvez y Solís (2009) y de Leverkus, Rey Benayas, Solís y Sierra (2020).

Seguimiento de la RE

Los indicadores cuantificables son: i) los usos del suelo y las actividades económicas; ii) el establecimiento del espacio natural protegido; iii) la presencia y abundancia de varias especies de fauna; iv) el número de programas de conservación operativos; y v) el número de actividades de educación, capacitación y diseminación.



➤ **Figura II.** Presa principal construida en el arroyo Descuernavacas.
Autor: José María Sierra.

i) Los usos del suelo y las actividades económicas han cambiado completamente, de pastoreo y actividad cinegética a una finca de conservación.

ii) Se ha culminado el establecimiento de un espacio natural protegido (refugio de fauna).

iii) Los principales indicadores utilizados para la evaluación de la restauración han sido la presencia y la abundancia de distintas especies, en particular de la avifauna capturada con redes de niebla, los mamíferos capturados con cámaras de foto-trampeo, los invertebrados mediante el programa de ciencia ciudadana Biodiversidad Virtual y las poblaciones de conejo, perdiz y ciervo, estas últimas con un monitoreo mensual desde 2006.

El número de especies de aves inventariadas mediante redes de niebla fue de 53 en el trienio 2005-2008 y de 42 en el trienio 2018-2021. No obstante, el número de especies acumuladas (riqueza absoluta) es de 64 y la abundancia ha aumentado un 30 % entre el primer y el segundo trienio. Se considera que el número de parejas de águila imperial ibérica que usan el refugio ha pasado de 1 en el año 2005 a 3 en el año 2021.

Las especies de carnívoros inventariadas mediante foto-trampeo fueron 7 hasta el año 2008 y 9 en el año 2022, a las que hay que añadir la nutria. En 2019 se estableció una hembra de lince ibérico en el refugio que se ha reproducido todos los años desde entonces. La abundancia de carnívoros ha aumentado un 40 % entre el inicio del proyecto y la actualidad.

La abundancia del conejo aumentó a partir de las acciones de restauración ecológica hasta alcanzar un pico en 2011-2012, aunque con fuertes fluctuaciones relacionadas con el clima y enfermedades como la mixomatosis y la hemorragia vírica. Existe una tendencia positiva para la perdiz, mientras que la población de ciervo se ha mantenido constante.

Existen 922 especies de invertebrados inventariadas por Biodiversidad Virtual a fecha de 5 de febrero de 2022 y prospectados desde 2016.

La actualización del *Inventario natural del Refugio de Fauna Los Barranquillos Chico Mendes (Sierra Morena Oriental-Ciudad Real)*, con trabajo de campo hasta 2008, proporcionaría una extraordinaria perspectiva de los cambios en la biodiversidad de muchos grupos taxonómicos (plantas, vertebrados e invertebrados).

iv) Los principales programas de conservación operativos establecidos son los del lince ibérico y el águila imperial ibérica.

v) El número de actividades de educación, capacitación y diseminación es elevado y ha aumentado paulatinamente.

Mantenimiento

La mayor parte de las acciones restaurativas necesitan un mantenimiento periódico, en particular el resalveo del monte mediterráneo, los manantiales naturales restaurados, las dos pequeñas presas construidas, la protección de madrigueras de conejo, los elementos de refugio para la fauna introducidos (cajas-nido para aves, refugios para murciélagos, majanos para conejos, guaridas para lince), los pequeños cultivos forrajeros, la alimentación suplementaria en invierno y los bebederos introducidos. La captura de jabalís para reducir su abundancia y las translocaciones de lince son muy puntuales. Otras acciones como la eliminación del ganado, la eliminación de trampas y lazo y la construcción de un primillar pueden considerarse concluidas, aunque la segunda de ellas necesita vigilancia.

La finca ha sido siempre y es gestionada de forma adaptativa, aprendiendo de los errores e implementando las lecciones aprendidas y las acciones según las necesidades.

Desviaciones

Algunas acciones restaurativas han fracasado o han resultado ineficaces, en particular la reintroducción del cangrejo autóctono (debido a la depredación por las nutrias), la protección inicial de las madrigueras de conejo naturales frente a los depredadores (es más eficiente la introducción de majanos y leñeras *ad hoc*) y el primillar construido. El resto de las acciones restaurativas implementadas y descritas anteriormente pueden considerarse exitosas.

Evaluación final

Se considera que el proyecto de renaturalización del Refugio de Fauna Chico Mendes es exitoso porque se han alcanzado en un grado elevado los objetivos propuestos, es decir: i) se han cambiado profundamente los usos del suelo y las actividades económicas; ii) se ha obtenido el estado legal de espacio natural protegido de la Administración regional; iii) se ha recuperado en buena medida la vegetación y la presencia y la abundancia de las especies de fauna; iv) se ha participado de forma proactiva en programas de conservación relevantes; y v) se han impulsado actividades de educación, capacitación y diseminación.

Persistencia de la zona restaurada

Cabe destacar las siguientes medidas para garantizar la conservación de la zona restaurada a largo plazo: i) la existencia de una figura de protección legal; ii) la propiedad de la tierra es privada y, al tratarse de un proyecto con un fuerte componente de motivación personal, es de esperar que el fin conservacionista del proyecto se mantenga al menos mientras no cambie la propiedad; iii) la participación en programas de conservación específicos (lince ibérico y águila imperial ibérica), que han propiciado inversiones para garantizar la conservación de estas especies; iv) el tejido de una red de colaboradores sólida y diversa con un objetivo común, compuesta por varias personas y tipos de organizaciones e instituciones (académicas, conservacionistas y de la Administración, principalmente; y v) la comunicación empática y la transparencia con los grupos de interés locales.

Presupuesto y financiación

El mantenimiento de las acciones restaurativas y de conservación es caro y, en su mayor parte, financiadas por una empresa del propietario de la finca. Sólo el 10 % procede de ayudas y subvenciones públicas, destacando dentro de estas las de la Junta de Castilla-La Mancha para acciones como las dirigidas a la prevención de incendios forestales (mantenimiento de caminos cortafuegos y resalveos). Otra fuente de financiación ha sido los proyectos LIFE para la conservación del linco ibérico y el águila imperial ibérica. Por otra parte, existe un ingente trabajo voluntario relacionado con el monitoreo de la biodiversidad.

Debe destacarse que un proyecto de esta naturaleza debería recibir ingresos en forma de pago por los servicios ecosistémicos que revierten a la sociedad y beneficios de desgravación fiscal.

Sistemas de control

No existen de forma general, aunque las acciones restaurativas financiadas por ayudas y subvenciones públicas y por los proyectos LIFE tienen sus sistemas de control específicos.

Cualificación del personal

El proyecto cuenta con el propietario y dos guardas. El guarda principal tiene una larga experiencia y buena capacitación para la gestión de la finca en general y, específicamente, para el mantenimiento de las acciones restaurativas y el monitoreo de varios grupos de fauna. Otras acciones del proyecto recaen en personal cualificado de las organizaciones e instituciones colaboradoras, con perfil profesional de biólogos y ornitólogos, principalmente.

Más información

Referencias:

Gosálvez, R.U. y Solís, P. Eds. (2009) *Inventario natural del Refugio de Fauna Los Barranquillos Chico Mendes (Sierra Morena Oriental-Ciudad Real)*. Ciudad Real: Forestal Chico Mendes S. L.

Leverkus, A.B., Rey Benayas, J.M., Solís, P. y Sierra, J.M. (2020) Enabling conditions for the implementation and conservation outcomes of a private nature reserve, *Ecological Solutions and Evidence*, 1, e12019.

Guzmán Piña, J. (2022) *Alas para la Memoria*. Madrid: Editorial Círculo Rojo.

Web:

<https://areasprotegidas.castillalamancha.es/rap/espacios-naturales-protegidos/refugio-de-fauna/los-barranquillos>

Autores: José M. Rey Benayas (Universidad de Alcalá de Henares), José M. Sierra (Refugio de Fauna Chico Mendes) y Pedro Solís (Refugio de Fauna Chico Mendes).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE POBLACIONES DE CORAL ROJO *CORALLIUM RUBRUM* A PARTIR DE CAPTURAS ILEGALES

Localización/Ámbito de actuación

La acción de restauración se ha realizado en la Meda Gran dentro de las Illes Medes localizadas dentro del Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter en el municipio de l'Estartit, Girona.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Universitat de Barcelona-Institut de Ciències del Mar (Grupo de Investigación MedRecover).

Entidad/es socia/s del proyecto

Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, Cuerpo de Agentes Rurales de la Generalitat de Catalunya.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2011-2021.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Concretamente se trata de recuperar colonias de coral rojo que han sido pescadas de manera ilegal para su comercialización en joyería.

Ecosistemas afectados

La especie afectada es una especie clave del coralígeno que se encuentra dentro del «Hábitat 1170. Arrecifes», incluido dentro de los hábitats referentes a aguas marinas y medios de marea.

El coralígeno es uno de los hábitats más emblemáticos del Mediterráneo. En este hábitat encontramos casi el 10 % de todas las especies descritas en el Mediterráneo y, por ello, se puede considerar un punto caliente de diversidad biológica mediterránea. Esta elevada biodiversidad se debe principalmente a la gran complejidad estructural que le confieren las formaciones calcáreas de origen biogénico producidas por el crecimiento de algas e invertebrados con esqueletos calcáreos. En el coralígeno encontramos especies de gran interés pesquero y patrimonial, así como especies con compuestos bioactivos que tienen distintas aplicaciones farmacéuticas e industriales. Finalmente, el coralígeno configura uno de los paisajes submarinos más característicos del Mediterráneo donde se concentra una importante actividad de buceo que aporta importantes beneficios económicos para las comunidades locales donde se encuentra.

Motivación para desarrollar el proyecto

El coral rojo *Corallium rubrum* es una especie endémica del Mediterráneo, con un importante papel estructural en el coralígeno y que ha sido objeto de la pesca desde la antigüedad. Su esqueleto calcáreo ha sido muypreciado en joyería, comportando una sobrepesca de esta especie que ha resultado en una disminución de colonias de tallas grandes, lo que ha causado un declive importante de su biomasa y una pérdida de su rol funcional e incluso casos de extinciones locales. Al tratarse de una especie muy longeva que puede llegar a vivir cientos de años, y que exhibe unas tasas de crecimiento muy lentas, una baja mortalidad natural, un éxito reproductor muy limitado y una baja conectividad genética, su capacidad de recuperación es muy limitada. La principal amenaza proviene de la pesca ilegal, pues actualmente hay una veda de la pesca de esta especie en las costas españolas y, por tanto, la motivación para desarrollar el proyecto es poder disponer de protocolos de restauración para esta especie mediante la recuperación de las colonias incautadas de pescas ilegales por parte de los órganos competentes, como los agentes rurales de la Generalitat de Catalunya.

Diagnóstico ecológico

La acción de restauración se lleva a cabo dentro del Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, que se caracteriza por albergar comunidades del coralígeno bien desarrolladas y unas poblaciones de coral rojo con unas densidades y biomásas difícilmente observables en zonas no protegidas. A pesar de ello, las poblaciones de coral rojo dentro de esta área protegida han sufrido el impacto de la pesca ilegal por parte de furtivos, como ha ocurrido en otras zonas del Mediterráneo y, por tanto, las poblaciones de coral rojo no han llegado a valores de biomasa como los que se pueden observar en zonas donde no ha habido el impacto de la pesca.

En concreto, la zona elegida para la acción, la Cova de la Reina, alberga una población natural muy cercana a la zona elegida para llevar a cabo la restauración, con un estado de población bueno, aunque lejos de lo que sería esperable después de décadas de protección. Concretamente, la zona donde se realizó la acción ya albergaba unas pocas colonias de coral rojo, lo que indicaba su idoneidad para esta especie. Además, su situación permite evaluar la viabilidad de estas acciones para restaurar poblaciones de coral a un buen estado de conservación.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo de la restauración ha sido recuperar las poblaciones de coral rojo, a partir de colonias de coral que han sido extraídas ilegalmente en zonas protegidas, en zonas donde existe una reducción de impactos como son las áreas marinas protegidas. Los objetivos específicos han sido: i) evaluar el éxito de la restauración a corto plazo mediante la supervivencia y la reproducción de las colonias trasplantadas; ii) evaluar la supervivencia y crecimiento a largo plazo (diez años); y iii) evaluar la capacidad de recuperación de todo el ecosistema mediante el estudio de la biodiversidad asociada a esta nueva población restaurada.

El ecosistema de referencia son las comunidades de coralígeno dominadas por coral rojo que se encuentran dentro de las Illes Medes.

Marco legal

El coral rojo está incluido en el anexo 3 del Convenio de Barcelona. La Comisión General por la Pesca en el Mediterráneo (GFCM), dependiente de la FAO, ha propuesto diversas medidas para favorecer la persistencia del coral rojo en el Mediterráneo. Dada la grave situación de las poblaciones de esta especie en toda su área de distribución, en 2015 el coral rojo fue incluido en la lista roja elaborada por la IUCN en la categoría “En peligro de Extinción” (Otero *et al.*, 2017). En 2016, la Direcció General de Política Marítima i Pesca Sostenible de la Generalitat de Catalunya encargó un informe sobre el estado de las poblaciones de coral rojo de la costa catalana que mostró que sólo entre un 4 y un 10 % de las poblaciones presentaban un buen estado de conservación (Garrabou *et al.*, 2017). A raíz de este informe, la Direcció General propuso una veda de pesca temporal de diez años a partir del año 2018 (Orden ARP/59/2017, de 7 de abril, por la que se redujo el número de licencias para la pesca de coral rojo [*Corallium rubrum*] durante la campaña 2017 y se estableció la suspensión temporal de la pesquería a partir de la finalización de la campaña de este año). El Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, con el objeto de proteger y conservar las colonias de coral, también aprobó la Orden APA/308/2020, de 27 de marzo, por la que se establece una veda temporal para la pesca de coral rojo durante dos años y se determina la no concesión de licencias en dicho periodo, que en 2022 fue prorrogada por dos años más.

Acciones de restauración

En 2011 más de 14 kg de coral rojo fueron incautados por los agentes rurales de la Generalitat de Catalunya, provenientes de una pesca ilegal que permitió realizar la primera acción de restauración de estos corales y evaluar su éxito a corto y largo plazo (**figura I**).

En concreto, las diferentes acciones llevadas a cabo han sido:

- Estos corales se mantuvieron vivos en la zona de acuarios experimentales del Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC) con el objetivo de evaluar su supervivencia).
- Una semana después se reimplantaron 300 colonias de coral en el medio natural, concretamente en una localidad de las Illes Medes, con el fin de evaluar su supervivencia a corto y largo plazo mediante un seguimiento fotográfico de estas colonias.
- En 2014 se realizó un seguimiento exhaustivo de esta población restaurada, evaluando su supervivencia y su capacidad reproductora mediante la obtención de fragmentos de colonias trasplantadas.
- En 2021 se cuantifica de nuevo su supervivencia, crecimiento, así como su biodiversidad asociada, que se compara con el seguimiento fotográfico realizado en 2011 y 2014.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Desarrollo de protocolos de [restauración del coralígeno](#) para el cuerpo de agentes rurales de la Generalitat de Catalunya.

Comunicación continua con el cuerpo de agentes rurales y los gestores del parque sobre el estado de la acción de restauración.

Seguimiento de la RE

Los indicadores para medir el éxito de restauración de esta acción han sido: i) la supervivencia y crecimiento de las colonias trasplantadas mediante su seguimiento fotográfico (**figura II**); ii) la capacidad de reproducirse sexualmente con un esfuerzo reproductor similar a las colonias de poblaciones naturales; y iii) la recuperación de la biodiversidad asociada en la zona donde se han trasplantado las colonias de coral rojo.

Mantenimiento

Se trata de una población que es viable a largo plazo, sin contemplar nuevas acciones de restauración. Se pretende realizar el seguimiento de esta población dentro del programa de seguimiento de la biodiversidad marina que se realiza en el Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter.



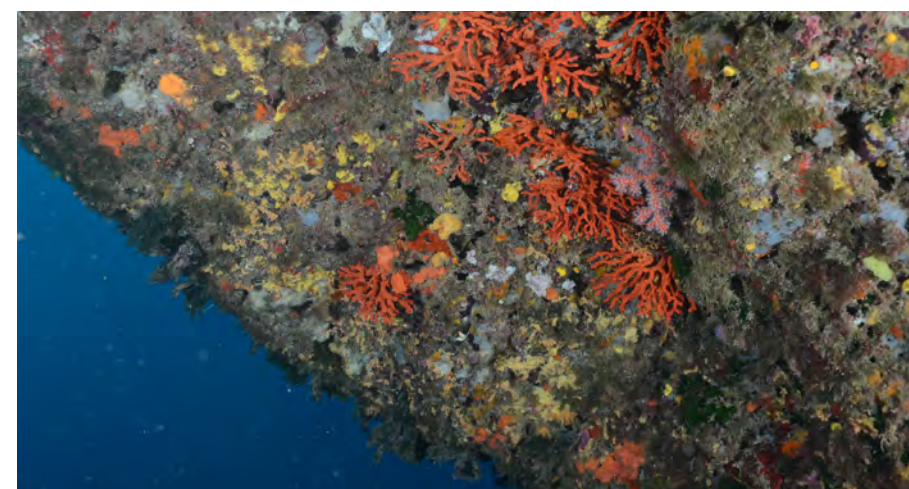
> **Figura I.** Colonias de coral rojo *Corallium rubrum* incautadas a partir de una extracción ilegal por los agentes rurales de Catalunya y que fueron retornadas al medio mediante una acción de restauración.

Autoría: Grupo de Investigación MedRecover.



> **Figura II.** Seguimiento fotográfico de la población de coral restaurada en las Illes Medes (L'Estartit, Gerona).

Autoría: Grupo de Investigación MedRecover.



> **Figura III.** Población de coral rojo restaurada en las Illes Medes (L'Estartit, Gerona) después de diez años de la acción de restauración. **Autoría:** Grupo de Investigación MedRecover.

Desviaciones

Aunque la acción de restauración iniciada en 2011 ha sido un éxito, se realizó una nueva acción de reimplantación de coral rojo incautado en 2017 sin éxito debido, probablemente, a que el coral rojo fue llevado demasiado tarde a una zona de acuarios y al hecho de que presentaba numerosas heridas como resultado de su extracción del medio. Estos dos factores son importantes a la hora de determinar el éxito de la acción de restauración.

Evaluación final

Diez años de seguimiento confirman el éxito a largo plazo de esta acción de restauración, pues se puede ver que la población restaurada ha ido madurando, llegando a mantener su densidad y aumentando el tamaño de las colonias y, por tanto, la biomasa total de la población restaurada (**figura III**).

La acción de restauración ha permitido recuperar una población de coral rojo que ocupa aproximadamente 5 m². Aunque es una superficie relativamente pequeña, hay que tener en cuenta que ha permitido la recuperación de 300 colonias que fueron decomisadas por los agentes rurales. El éxito de esta acción nos permite evaluar cómo la acción de trasplantar colonias de cierto tamaño puede estar favoreciendo también la recuperación de la biodiversidad asociada, acelerando, por tanto, la recuperación de su rol funcional para la comunidad después de diez años de iniciarse la acción de restauración.

Persistencia de la zona restaurada

La acción de restauración se lleva a cabo dentro de un área marina protegida con equipos de vigilancia. Además, la localidad seleccionada está muy poco frecuentada por submarinistas. Estas condiciones garantizan que no haya pesca ilegal, así como otro tipo de impactos que puedan afectar a esta especie.

Presupuesto y financiación

El presupuesto de la acción de restauración, así como su seguimiento a largo plazo, es del orden de unos 8.000 €.

Este proyecto se ha financiado parcialmente con el proyecto europeo MERCES (H2020 n.º 689518) y un contrato del propio Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter.

Sistemas de control

Cualificación del personal

El personal implicado en la acción es un equipo de científicos del grupo de investigación [MedRecover](#), con experiencia en el estudio del coral rojo y las comunidades del coralígeno que ha contado con el apoyo para el trabajo de campo del cuerpo de agentes rurales de la Generalitat de Catalunya. El equipo está compuesto por dos doctores en biología marina y cinco investigadores más con formación en máster de oceanografía y ecología y restauración del medio natural, todos ellos biólogos, ambientólogos u oceanógrafos.

Más información

Referencias:

Garrabou, J. *et al.* (2017) *Informe sobre l'estat de les poblacions de corall vermell Corallium rubrum a les aigües catalanes*. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya.

Garrabou, J. *et al.* (2017) *La restauración del coral.ligen, un hàbitat d'interés pesquer*. Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Generalitat de Catalunya.

Montero-Serra, I. *et al.* (2018) Accounting for life-history strategies and timescales in marine restoration, *Conservation Letters*, 11(1), e12341.

Zentner, Y. *et al.* (2021) *Seguiment a llarg termini d'una actuació de restauració del corall vermell Corallium rubrum al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter*. Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i Universitat de Barcelona.

Autores: Cristina Linares Prats (Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals de la Universitat de Barcelona); Yanis Zentner (Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals de la Universitat de Barcelona); y Joaquim Garrabou Vancells (Institut de Ciències del Mar [ICM-CSIC], Barcelona).



Nombre del proyecto

TRABAJOS DE ELIMINACIÓN DE LA ESPECIE EXÓTICA INVASORA PLUMERO DE LA PAMPA *CORTADERIA SELLOANA* BAJO UNA LÍNEA DE RED ELÉCTRICA ESPAÑOLA (REDEIA)

Localización/Ámbito de actuación

Barrio La Concha/Ibáñez, en el término municipal de Villanueva de Villaescusa (Cantabria).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Red Eléctrica Española (REDEIA).

Entidad/es socia/s del proyecto

SEO BirdLife.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1 de julio de 2021-1 de noviembre de 2021.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo VII. Infraestructuras (tendido eléctrico).

Ecosistemas afectados

Aunque no afecta a ningún hábitat de interés comunitario, su ubicación lo convertía en un foco de dispersión de gran peligro para espacios naturales colindantes de gran interés ecológico en sus cercanías (masas forestales con robles, encinas, laureles, nogales, madroños, etc.).

Motivación para desarrollar el proyecto

Las especies exóticas invasoras (en adelante, EEI) son aquellas que se hallan fuera de su área natural de distribución y que proliferan y se expanden causando daños al medio ambiente, a otras especies o a las actividades humanas y económicas debido a que producen alteraciones en la riqueza y diversidad de los ecosistemas. Suelen ser transportados e introducidos por el ser humano en lugares fuera de su área de distribución natural, estableciéndose y dispersándose en la nueva región resultando, normalmente, muy dañinas.

Las especies exóticas invasoras constituyen uno de los grandes problemas que en la actualidad amenazan los ecosistemas naturales y la biodiversidad existente en el planeta. Se considera como la segunda causa de pérdida de biodiversidad, después de la degradación de hábitats, pero conociendo la evolución de los últimos años, y que esta pérdida de calidad de estos hábitats es debida en muchas ocasiones a la proliferación de estas EEI, se le puede considerar como el mayor problema medioambiental a día de hoy. Se estima que el 40 % de las extinciones animales producidas en los últimos cinco siglos se deben a ellas. Entre los problemas que producen se encuentran: la desaparición de otras especies similares autóctonas; la alteración de patrimonios genéticos que puede amenazar la continuidad de una especie; la alteración de comunidades vegetales o animales, hábitats y ecosistemas; causan graves daños sobre las actividades humanas y, por tanto, sobre la economía de una región o país; pueden comprometer la calidad de las aguas y causar perjuicios a las industrias agrícola y ganadera entre otras; sin olvidar que algunas especies exóticas transmiten enfermedades que pueden afectar al hombre, a animales domésticos o a especies silvestres, como es el caso del plumero (*Cortaderia selloana*) con el aumento del número de alergias, en épocas no habituales, debido a su diferente fenología con respecto a otras gramíneas.

La expansión de estas especies de flora exótica invasoras en la cornisa cantábrica está ocasionando la transformación del paisaje tradicional y el empobrecimiento de los ecosistemas naturales, con la consecuente pérdida de diversidad biológica. En concreto, diversos estudios científicos (véase «Más información») han demostrado que el plumero afecta de manera nociva a la biodiversidad, a la calidad del suelo, a cultivos, incluso a la salud humana.

El problema afecta de manera especial a áreas de campiña y riberas de la franja costera, sobre todo en el entorno de los núcleos urbanos, y principalmente asociadas a infraestructuras (puertos, carreteras, vías férreas, áreas industriales, etc.) y a terrenos alterados (rellenos, suelo industrial, etc.).

En la zona objeto de estudio, se ha ido produciendo una invasión evidente con el paso de los años.

Diagnóstico ecológico

Los terrenos donde se consideró necesario eliminar el plumero los constituyen una senda bajo el tendido eléctrico, con suelos recubiertos de plantas herbáceas, acompañadas de algunas especies arbustivas nativas, además de la abundante presencia de plumero. Se encuentran alledaños a masas forestales autóctonas de gran interés, dominadas por encinas, laureles, robles, nogales, etc.

La capacidad de expansión de esta especie invasora es enorme, principalmente por la gran capacidad de dispersión de semilla que tiene. Se estima que cada inflorescencia genera unas 100.000 semillas. Un ejemplar adulto puede llegar a tener 21 inflorescencias (penachos) de promedio durante su floración, incluso se han llegado a contabilizar más de 100 inflorescencias en un ejemplar.

En zonas como la trabajada, con presencia incipiente de la especie invasora, y rodeada de terrenos como zonas de campiña o formaciones arbustivas o boscosas de vegetación autóctona, todas ellas de gran importancia para la biodiversidad, resulta un peligroso foco dispersor de semilla hacia estos otros espacios naturales de alto interés ecológico.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo de este trabajo es luchar contra la propagación de una especie exótica invasora, el plumero (*Cortaderia selloana*), mediante su eliminación, en terrenos invadidos por ella, y que actúa como foco semillero con gran potencial para dispersar semillas a terrenos alledaños, algunos de ellos de gran valor medioambiental.

Por ello, se considera que se corresponde a lo largo del continuo con «REPARA la funcionalidad de los ecosistemas» y «MEJORA en la gestión de espacios seminaturales».

Marco legal

Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

Reglamento (UE) n.º 1143/2014, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras

Ley 2/2001, de 25 de junio, de Ordenación Territorial y Régimen Urbanístico del Suelo de Cantabria.

Ley 4/2006, de 19 de mayo, de Conservación de la Naturaleza de Cantabria.

Acciones de restauración

La forma más adecuada de actuar, por las características de la zona a tratar, buscando mayor rendimiento y el tratamiento más económico, se consideró que era la mezcla de varios de los métodos usados habitualmente para eliminar esta especie invasora.

Primeramente, se optó por el tratamiento químico. Por el tamaño de muchos de los ejemplares de plumero en la zona, no fue necesario un desbroce previo. Pero existían otros individuos de gran tamaño, para los que sí fue necesario desbrozarlos para reducir su tamaño y, consecuentemente, minimizar la cantidad de herbicida necesario, así como aumentar la posibilidad de éxito del tratamiento. En estos casos, se redujo el tamaño de los individuos, pero teniendo la precaución de dejar superficie foliar suficiente para poder aplicar el herbicida, es decir, unos 20 cm de longitud de las hojas. El tratamiento de fitosanitarios se realizó preferentemente con la ayuda de un remolque con manguera pulverizadora, siendo apoyado por el uso de mochilas aplicadoras individuales, facilitando el acceso a todos los plumeros. La aplicación del producto químico se hizo de manera selectiva, sin afectar a las especies autóctonas acompañantes. Para los individuos de poco tamaño (menos de 1 m de alto), se recurrió al arranque manual, consistente en la extracción de la planta, con raíz incluida, con la ayuda de herramientas manuales (azadas, picos, palas, rozones, cabrestante portátil, etc.). Estos trabajos se desarrollaron durante el mes de julio, momento idóneo para realizar estos tratamientos.

A finales del mes de septiembre, cuando las condiciones meteorológicas eran adecuadas y el desarrollo de los ejemplares de plumero indicaban que era el momento óptimo para comprobar la efectividad del tratamiento inicial, se llevó a cabo un nuevo tratamiento, como repaso de aquellos ejemplares de plumero que habían resistido la primera aplicación.

Después de los trabajos de eliminación, se procedió, en los sitios que lo necesitaban, al último paso para la óptima restauración ambiental del lugar. Se realizó la siembra de los lugares de trabajo con una mezcla de especies herbáceas y arbustivas propias de la zona.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Una lucha eficaz no es una lucha individualizada, sino conjunta y coordinada en la que participen todos los actores con responsabilidades tanto del sector público como privado. Por ello, se ha trabajado en implicar a grupos y agentes interesados en la conservación de un medio ambiente de calidad.

Los agentes implicados comprenden a todos aquellos que tengan alguna relación con la gestión del medio ambiente, con terrenos afectados por la colonización de la especie: obras públicas, vías de comunicación estatales, municipales, polígo-



➤ **Figura III.** Aspecto de la zona tras los trabajos de eliminación de la especie invasora Cortaderia selloana en agosto de 2022.
Autoría: SEO BirdLife.

nos industriales, etc. Por otra parte, los medios de comunicación, en su compromiso de informar a la sociedad, tienen encomendada la labor de difundir, en este caso, todo aquello relacionado con la especie y las medidas para su control.

Los agentes implicados en la lucha contra el plumero incluyen:

- Organismos de la Administración pública a nivel nacional, local y municipal.
- Propietarios y gestores de polígonos industriales, terrenos en construcción, vertederos, extracciones mineras, instalaciones ajardinadas, parques, etc.
- Universidades y centro de investigación.
- Medios de comunicación.
- Agentes de la autoridad o con capacidad de inspección.
- Entidades públicas y privadas dedicadas al estudio y a la conservación del medio natural.

Seguimiento de la RE

El indicador usado para analizar el éxito del trabajo es la presencia o ausencia de ejemplares de plumero, tanto rebrotes como nuevas germinaciones.

Se llevó a cabo un seguimiento continuo de los trabajos realizados. Cuando se detectó presencia de plumero, se procedió a su eliminación.

Mantenimiento

Tras la eliminación de una especie invasora con una gran capacidad de rebrote y regeneración como es el caso del plumero, es necesario, en los años siguientes a la erradicación, comprobar que no aparecen nuevos individuos de la especie exótica y, en caso de que sí broten, eliminarlos cuanto antes, para que el trabajo sea lo más efectivo y eficiente posible. Para ello, es necesario visitar las zonas tratadas, para poder detectar estas nuevas presencias, y proceder al arranque o el tratamiento que se considere adecuado según las condiciones. Pasados tres años sin presencia de plumero, y con la revegetación ya bien establecida, resultará complicado que la zona vuelva a estar invadida por esta especie exótica.

Otra opción para el mantenimiento del lugar donde se ha eliminado el plumero es introducir ganado para que pascie en estos terrenos. Por las características de la zona, el más adecuado es el ganado ovino, pero otros tipos de ganado, como el equino o el bovino, también resultan efectivos para controlar el plumero. Las ovejas se comen los nuevos brotes de plumero, impidiendo su crecimiento y controlando su expansión. Pero en el caso de que se detecten brotes no comidos, y que han alcanzado un tamaño que ya no sea comestible por parte del ganado, habrá que proceder a su eliminación, de manera manual, evitando en todo lo posible el uso de químicos, para no producir ningún daño a los animales en caso de ingerirlo al comer las plantas.

Desviaciones

Ninguna desviación.

Evaluación final

Transcurridos unos meses, los terrenos anteriormente invadidos por plumero de la Pampa carecen de presencia de esta especie invasora.

Persistencia de la zona restaurada

El mantenimiento por parte de Red Eléctrica Española (REDEIA) será continuo, por lo que los terrenos se mantendrán libres de especies invasoras.

Presupuesto y financiación

El presupuesto estimado para la ejecución de los trabajos de eliminación del plumero durante el 2021 es de 4.692 € (cuatro mil seiscientos noventa y dos euros).

El presupuesto estimado para el seguimiento de mantenimiento de los terrenos sin presencia de plumero durante el 2022 es de 792 € (setecientos noventa y dos euros).

El presupuesto estimado para el seguimiento de mantenimiento de los terrenos sin presencia de plumero durante el 2023 es de 792 € (setecientos noventa y dos euros).

Estos precios no incluyen el IVA.

Sistemas de control

Por el momento no, aunque no se descarta hacerlo en futuras réplicas de trabajos de eliminación de invasoras y restauración del hábitat.

Cualificación del personal

Los trabajos realizados fueron llevados a cabo por miembros del personal de la empresa Canserfa S. L. Todos ellos tienen la cualificación de peón forestal, y todos han recibido la formación adecuada en prevención de riesgos laborales.

Más información

Referencias:

Fagúndez, J. y Barrada, M. (2007) *Plantas invasoras de Galicia. Biología, distribución e métodos de control*. Xunta de Galicia.

Fernández, J. y Fernández, V. (EDAC) (2015) *Especies Exóticas Invasoras. Estrategia Regional de Gestión y Control*. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Medio rural, pesca y Alimentación del Gobierno de Cantabria.

Fernández, J., Ruiz, J. y Lucas, H. (EDAC) (2015) *Plan de acción contra el plumero en Cantabria*. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Medio Rural, Pesca y Alimentación del Gobierno de Cantabria.

Herrera, M. y Campos, J.A. (2006) *El carrizo de la Pampa (Cortaderia selloana) en Bizkaia. Guía práctica para su control*. Bizkaia: Instituto de Estudios Territoriales de Bizkaia y Diputación Foral de Bizkaia.

Indurot-Universidad de Oviedo (2017) *Actuaciones contra el plumero de la Pampa (Cortaderia selloana) en el Principado de Asturias. Diseño, seguimiento, supervisión y análisis de la experimentación metodológica*. Consejería de Infraestructuras, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, Gobierno del Principado de Asturias.

LIFE Stop Cortaderia (2021) Manual de buenas prácticas para el control de Cortaderia selloana Descargable en www.stop-cortaderia.org

Web: <http://stopcortaderia.org>

Autoría: REE y SEO BirdLife.

SEO BirdLife se encuentra inmerso en la ejecución del proyecto LIFE STOP Cortaderia (LIFE17/NAT/ES/000495). Se trata de un proyecto LIFE aprobado por la Comisión Europea en 2018

e impulsado en el marco de la estrategia regional de lucha contra especies invasoras y el plan de control del plumero de Cantabria y promovido por una alianza de organizaciones no gubernamentales sociales (AMICA, AMPROS y el SERCA) y conservacionistas, cuyo cofinanciador y promotor principal es el Gobierno de Cantabria, y más concretamente la Consejería de Medio Rural, Pesca y Alimentación.

Entre las acciones de conservación incluidas en el proyecto se encuentra «Ensayos de metodologías y materiales innovadores de erradicación y control de plumero». Algunas de estas medidas experimentales consisten en llevar a cabo tratamientos de hidrosiembras con distintas combinaciones de especies herbáceas, uso de tecnosuelos para restaurar los sustratos, la revegetación de distintas formaciones vegetales, para favorecer la implantación de la vegetación autóctona, y limitar la colonización del plumero, o el manejo ganadero para impedir el desarrollo y expansión de esta especie invasora. Todo ello ayudará a comprobar la eficacia de las actuaciones a realizar como medida de lucha contra el plumero.

Uno de los ensayos experimentales que se planeó es la gestión de la presencia de esta EEI bajo tendidos eléctricos. En la zona ámbito de trabajo, se había ido produciendo una invasión evidente con el paso de los años. Aunque aún se encontraba con una presencia incipiente de la especie invasora, se encuentra rodeada de terrenos como zonas de campiña o formaciones arbustivas o boscosas de vegetación autóctona, todas ellas de gran importancia para la biodiversidad, por lo que resultaba un peligroso foco dispersor de semilla hacia estos otros espacios naturales de alto interés ecológico. De ahí la necesidad de llevar a cabo esta actuación.



Nombre del proyecto

GESTIÓN DE MÁRGENES MULTIFUNCIONALES EN SECANO PARA UN MEJOR BALANCE EN CARBONO Y BIODIVERSIDAD

Localización/ámbito de actuación

Finca Cortijo Maestre (Alcalá de Guadaíra, Sevilla).

Finca El Lirón (Lebrija, Sevilla).

Finca Ojén (Osuna, Sevilla), incluida en ZEPA «Campiñas de Sevilla».

Finca Los Arenosos (Osuna, Sevilla), incluida en ZEPA «Campiñas de Sevilla».

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Asociación Agraria Jóvenes Agricultores de Sevilla (ASAJA-Sevilla).

Entidad/es socia/s del proyecto

Asociación Española de Agricultura de Conservación-Suelos Vivos (AEAC-SV).

Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA).

Syngenta España.

Federación de Asociaciones Agrarias Jóvenes Agricultores de Andalucía (ASAJA-Andalucía).

Sociedad Agraria de Transformación n.º 3253 San Arcadio.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

15 de febrero de 2018-14 de febrero de 2020.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Ecosistemas afectados

Zonas agrícolas/agrosistemas.

Motivación para desarrollar el proyecto

Pese a que existe un amplio consenso respecto a la importancia medioambiental de mantener, en entornos agrarios, zonas con vegetación natural tales como los márgenes multifuncionales (en adelante, MMF), su implantación en campo ha sido por ahora muy limitada. Andalucía recogió por primera vez en su programa de desarrollo rural una medida específica (operación 10.1.4 de «Sistemas sostenibles de cultivos herbáceos de secano») que incluía, entre otros compromisos, la implantación de MMF. A pesar de su carácter novedoso, esta compleja operación agroambiental no logró el seguimiento esperado por parte de los agricultores andaluces. Por esta razón, se estimó necesario seguir ampliando la base de conocimientos disponible, en especial en lo relativo a una buena selección de especies y a un manejo adaptado a las condiciones de clima mediterráneo en el que se desarrollan la mayoría de los cultivos de secano de Andalucía, como algunos de los elementos clave para garantizar el éxito en los próximos años de medidas similares que contemplen la creación de MMF.

Diagnóstico ecológico

Como casi cualquier actividad humana, la agricultura produce impactos en los hábitats y en la biodiversidad. Cuando estos impactos conducen a la pérdida de hábitats y biodiversidad, la propia sostenibilidad del medio y de los procesos ecosistémicos que sustentan tanto a especies silvestres como a los propios cultivos pueden verse afectados. De este modo, resulta importante mantener una cadena trófica compleja que, por ejemplo, evite la proliferación de plagas a través de organismos depredadores y parasitoides, o que facilite la descomposición y puesta a disposición de nutrientes llevada a cabo por la fauna de carácter saprófago, así como una rica diversidad de polinizadores que juegan un papel indispensable en el ciclo de multitud de cultivos.

Sin embargo, la agricultura forma parte de la solución para revertir esta situación mediante la puesta en marcha de medidas que mejoren la sostenibilidad de las explotaciones y que, simultáneamente, generen efectos beneficiosos en las producciones agrícolas y en el medioambiente, contribuyendo a controlar la erosión, luchar contra el cambio climático, aumentar la biodiversidad y mejorar la calidad de las aguas.

Es así como cada vez son más las iniciativas que apuestan por una intensificación sostenible, entendiendo esta como una optimización del uso de insumos agrícolas, al mismo tiempo que se busca un aumento de los niveles de la biodiversidad presente en los cultivos, para fomentar la creación de redes tróficas complejas, el aumento del número de interacciones ecológicas y el incremento de los servicios ecosistémicos hacia los cultivos.

En la búsqueda de la intensificación sostenible en las tierras de cultivo se engloba, por tanto, la implementación en explotaciones agrícolas de herramientas que permitan incrementar la biodiversidad. Una de estas medidas consiste en el establecimiento de márgenes cultivados mediante siembra de franjas de terreno con especies arvenses y autóctonas seleccionadas previamente. Con su implantación se mantienen áreas sin cultivo como zonas de compensación ecológica.

En este sentido, el establecimiento de MMF es una medida cada vez más extendida en la agricultura europea y son ya muchos los Estados miembros y regiones de la Unión Europea que la apoyan a través de su programación de desarrollo rural. Sin embargo, en Andalucía su implantación en campo es prácticamente desconocida. Por dicho motivo, se consideró que su paulatina incorporación por parte de los agricultores andaluces, además de presentar un elevado nivel de novedad, supondría un indudable avance técnico y una mejora sustancial en la forma de producir, al mismo tiempo que proporcionaría un valor añadido a la producción agrícola al integrar un elemento de gran importancia medioambiental y climática.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El principal objetivo del proyecto ha sido mejorar el conocimiento sobre el manejo de los MMF a través de su exhaustiva evaluación en condiciones reales de las explotaciones de cultivos herbáceos de secano de Andalucía.

Con esta práctica también se ha buscado la consecución de los siguientes objetivos:

- Reducción de la pérdida de suelo y materia orgánica.
- Mejora de la infiltración y reducción de la escorrentía.
- Disminución de la contaminación difusa de los cursos de agua y, por tanto, mejora de su estado ambiental.
- Incremento de la biodiversidad del suelo y de insectos polinizadores.
- Aumento de la capacidad de secuestro de carbono de las explotaciones agrícolas.

Los MMF son franjas de vegetación espontánea o sembrada que se implantan en parcelas agrícolas, a las que numerosas publicaciones científicas reconocen su utilidad como fuente de múltiples beneficios agronómicos y medioambientales.

Además de la labor protectora sobre el suelo y el agua, otro beneficio de la aplicación de esta práctica es el aporte de nutrientes y biomasa al suelo, ya que los restos del margen, una vez segados, son degradados por la biota que habita el suelo, provocando una recirculación de nutrientes y el incremento de materia orgánica, lo que se traduce en un incremento en los *stocks* de carbono orgánico del suelo. Esta práctica, por tanto, puede favorecer también la mitigación del cambio climático.

Por otra parte, los MMF contribuyen notablemente a aumentar la biodiversidad en los espacios agrícolas y sirven de zona de refugio, alimentación y anidamiento para la fauna silvestre, favoreciendo especialmente la presencia de insectos polinizadores que pueden ser de gran utilidad para una mejor polinización de los cultivos, así como de otros insectos auxiliares de interés para el control de las plagas.

Marco legal

Real Decreto 1075/2014, de 19 de diciembre, sobre la aplicación a partir de 2015 de los pagos directos a la agricultura y a la ganadería y otros regímenes de ayuda, así como sobre la gestión y control de los pagos directos y de los pagos al desarrollo rural, además del conjunto de normativa europea, nacional y autonómica aplicable a la política agrícola común.

Acciones de restauración

El desarrollo principal del proyecto ha girado en torno a la puesta en marcha de una fase de campo en la que se han implantado cuatro fincas demostrativas, dos de ellas ubicadas en la ZEPA Campiñas de Sevilla (espacio Red Natura 2000).

Durante dos campañas agrícolas (2018-2019 y 2019-2020), se han establecido en las fincas colaboradoras diferentes tipos de MMF a fin de poder determinar qué especies se adaptan mejor a las condiciones particulares de cada explotación y evaluar en condiciones reales la viabilidad agronómica de la implantación de los MMF como una técnica asumible para las explotaciones de cultivos herbáceos de secano de Andalucía.

Para la implantación de los márgenes se seleccionaron parcelas con características que abarcaran una serie de requisitos que se adecuaron a los objetivos del proyecto, teniendo en cuenta, además, su accesibilidad para el desarrollo de las visitas, así como otros condicionantes de orden agronómico.

En la escala demostrativa, en cada una de las fincas se implantaron cinco tipos diferentes de márgenes, cuatro de ellos compuestos por una selección de mezclas de semillas y un quinto tipo compuesto por la flora espontánea presente en la explotación.

De cara a unificar el diseño, se dispusieron los cinco tratamientos en línea con una longitud aproximada de 100 m por cada uno de ellos y con un ancho correspondiente a la anchura de la sembradora utilizada (3,5-4 m).

Las parcelas demostrativas se emplazaron en las lindes de la parcela y, cuando fue posible, de manera adyacente a cursos de aguas. Las mediciones se llevaron a cabo a lo largo de la línea central de cada una de las parcelas para eliminar el efecto borde de cada uno de los tratamientos.



➤ **Figura I.** Señalización de la actuación y margen multifuncional en finca Los Arenosos (Osuna, Sevilla).
Autor: José Fernando Robles del Salto.



➤ **Figura II.** Margen multifuncional en finca El Lirón (Lebrija, Sevilla).
Autor: José Fernando Robles del Salto.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Con el objetivo de mejorar la base de conocimiento sobre aspectos prácticos relativos a la implantación y manejo de MMF y asegurar que los resultados del proyecto estén a disposición de todos los agricultores y actores implicados en el sector agrario andaluz, la fase de campo se ha visto igualmente acompañada en todo momento por un plan de divulgación que ha incluido acciones de transferencia en encuentros informativos, difusión de la actualidad del proyecto en medios de comunicación, publicaciones especializadas y redes sociales, así como elaboración de material propio de carácter divulgativo.

Seguimiento de la RE

Para validar las externalidades positivas y los beneficios agronómicos y ambientales que aportan los MMF, en todas las fincas demostrativas el equipo del proyecto ha realizado el seguimiento de indicadores relacionados con el suelo (tasa de erosión, secuestro de carbono, contenido de materia orgánica, cobertura vegetal), el agua (tasa de escorrentía y humedad) y la biodiversidad (flora arvense, abundancia de polinizadores, lombrices y fauna epigea).

La composición de las semillas que se han utilizado en la implantación de los MMF del proyecto fue objeto de análisis por parte del comité técnico del proyecto, concluyéndose la idoneidad de recoger en el marco del grupo operativo las distintas variantes existentes actualmente en la legislación nacional y andaluza a fin de poder determinar su idoneidad en condiciones reales de cultivo.

Concretamente, se ha pretendido buscar mezclas de semillas compatibles con la definición de barbecho melífero (listado de especies ricas en polen y néctar admitidas a nivel nacional en virtud del anexo VIII del Real Decreto 1075/2014, de 19 de diciembre), así como con las especies elegibles para la mezcla del margen multifuncional de la operación 10.1.4. «Sistemas sostenibles de cultivos herbáceos de secano», incluida en el Programa de Desarrollo Rural de Andalucía 2014-2020.

Se han realizado muestreos para conocer el estado de polinizadores presentes en la flora de los márgenes y se ha llevado a cabo un análisis del estado de la biodiversidad general, ya que, además del efecto beneficioso que supone para el cultivo el aumento de la biodiversidad en cuanto a polinizadores, el propio agro-sistema también se ve favorecido por un aumento de la riqueza en biodiversidad de estas especies con respecto a la no utilización de MMF.

El proyecto ha constatado que la implantación de MMF mejora la biodiversidad con respecto a los artrópodos del suelo que aparecen en los cultivos, siendo mayor, aunque no de forma significativa, la que aparece en los márgenes sembrados con respecto a los testigos.

Además del efecto beneficioso que genera para el cultivo el aumento de la biodiversidad de fauna epigea y de insectos polinizadores, los márgenes suponen también una práctica que beneficia al medioambiente en general, puesto que favorecen la abundancia de poblaciones de invertebrados que suponen la base de alimento de animales superiores, en especial de aves insectívoras, que pueden encontrar alimento sobrevolando los márgenes, pues en ellos habita un gran número de presas que pueden capturar con facilidad.

Al igual que ocurre para los casos de biodiversidad de artrópodos del suelo y sobre las plantas, el incremento de la biodiversidad de la flora tiene interés agronómico y ambiental, ya que, además de frenar el crecimiento de especies herbáceas que puedan competir con el cultivo, una mayor diversidad de aquellas plantas que sean propicias para la creación de un MMF va a tener efectos ambientales innegables. El principal, el de servir de alimento a la rica fauna localizada en los márgenes, principalmente atraídas por su polen.

Por otro lado, la adopción de medidas agrarias como la aplicación de MMF, que contribuyen a aumentar la capacidad de captación de CO₂ de los suelos agrícolas, se adapta plenamente a los objetivos europeos y nacionales de lucha contra el cambio climático.

Mantenimiento

No aplicable.

Desviaciones

No aplicable.

Evaluación final

Se ha actuado en un total de cuatro fincas demostrativas con una superficie total de más de 2.000 ha y que han permitido, además de mejorar el estado medioambiental general de cada una de las explotaciones en las que se ha intervenido, ayudar al equipo del proyecto a obtener distintas conclusiones sobre diferentes aspectos relativos a la gestión y manejo de los MMF.

Composición e implantación de los márgenes

A fin de lograr una buena adaptación al medio y a los insectos polinizadores, la gran mayoría de las plantas escogidas para la implantación de los márgenes han sido especies autóctonas.

Además, otros criterios valorados en la selección de las especies que componen los márgenes han sido la facilidad de su obtención en el mercado y favorecer la presencia de diferentes familias y especies vegetales. De este modo, se pretende el aprovechamiento por el mayor número de especies de insectos, teniendo en cuenta que las necesidades de los diferentes grupos (mariposas, abejas, escarabajos, etc.) son también distintas, debido a sus adaptaciones a las estructuras florales complejas de las diversas familias botánicas.

También se ha buscado sembrar márgenes con el máximo periodo posible de cobertura floral (fenologías escalonadas) y, así, cubrir de manera efectiva las necesidades o requerimientos alimenticios de los polinizadores tanto durante sus fases larvarias como en su periodo de adulto.

Otro de los criterios de cabecera que ha tenido en cuenta el equipo del proyecto ha sido que las mezclas de semillas empleadas en los MMF no debían crear problemas adicionales de infestación en el cultivo principal. Por este motivo, se han seleccionado especies no invasivas, con baja capacidad de dispersión y, por tanto, fáciles de controlar.

En general, las especies de flora que han presentado mejores datos de aparición en los márgenes sembrados han sido las siguientes: cilantro (*Coriandrium sativum*), borraja (*Borago officinalis*), mostaza (*Sinapis alba*), trébol persa (*Trifolium resupinatum*), veza común (*Vicia sativa*), alfalfa (*Medicago sativa*) y crisantemo (*Chrysanthemum coronarium*).



➤ **Figura III.** Apis melífera y flor de Sinapis alba en el MMF en finca Cortijo Maestre (Alcalá de Guadaíra, Sevilla).
Autor: José Fernando Robles del Salto.

Sin embargo, el desarrollo de la vegetación espontánea autóctona local, aun manteniendo una cobertura del 100 %, y con los beneficios agronómicos y medioambientales que ello conlleva, crea un banco de semillas de vegetación adventicia problemática, muy dominante y de difícil control, que culmina generando un semillero para la infestación de las parcelas colindantes.

En este sentido, el trabajo desarrollado respecto al seguimiento de la flora que aparece en los márgenes ha concluido que, en las parcelas testigo, hay más especies vegetales que se consideran no deseadas, tanto en número de especies como en proporción a las que aparecen (el 50 % pueden considerarse problemáticas para el cultivo principal). Además, para estimar la abundancia en los muestreos, el 60 % de las visualizaciones corresponden a estas especies no deseadas. En dichas parcelas testigo, al no realizarse ninguna actuación sobre una zona que anteriormente estaba como cultivo, surgen especies de carácter invasivo y competidor con el cultivo, ya que son las únicas que han subsistido tras años de manejo de laboreo y utilización de herbicidas. En los márgenes sembrados, en los que se da una competencia entre especies, hay en una menor abundancia de las tradicionalmente consideradas como malas hierbas que en los márgenes testigo.

Por estas razones, se pone de manifiesto la idoneidad de variar la ubicación del margen multinacional cada cierto tiempo, de modo que se puedan controlar debidamente especies de gramíneas, como bromo o vallico, que compiten con el cultivo principal y que pueden ocasionar problemas, especialmente cuando este es un cereal.

Como principio general, el equipo del proyecto ha considerado que la implantación de los márgenes debe realizarse de la forma más sencilla posible para el agricultor. De este modo, la siembra de márgenes deberá adaptarse a la maquinaria disponible en las fincas, ya sea maquinaria propia de la explotación, o bien la maquinaria utilizada por las empresas de prestación de servicios que trabajen para la explotación. Por este motivo, normalmente se utilizará maquinaria adaptada a la siembra de los cultivos más habituales de cada zona con sus características de dosis y tamaño de semilla.

Aunque la dosis de siembra de la mezcla de especies que componen el margen variará en función del tipo de sembradora y del tamaño de las semillas, la experiencia del proyecto permite considerar que una dosis entre 15-20 kg/ha garantiza, en condiciones normales, una buena cobertura y presencia de las especies seleccionadas.

Respecto al método de implantación, la siembra directa permite mantener una cubierta sobre el suelo que permite protegerlo hasta que emerjan las semillas sembradas. En este sentido, hay que tener especial cuidado con el tráfico excesivo de la maquinaria, ya que los márgenes se suelen ubicar en los bordes de las parcelas y, por lo tanto, están más expuestos a un mayor paso de maquinaria que puede provocar compactación. En estos casos, es recomendable que, si existe compactación, se realice un pase con un apero de labor vertical.

Biodiversidad

La fauna que vive en el suelo (ácaros, nematodos, hormigas, arañas, escarabajos, etc.) supone la base de la cadena trófica del ecosistema que constituye el cultivo. Una red trófica compleja, con abundantes elementos e interrelaciones entre ellos, dota a las tierras de cultivo de multitud de propiedades relacionadas fundamentalmente con el reciclado de nutrientes y la fertilidad, así como con la estabilidad del ecosistema para el control de plagas que puedan afectar al cultivo.

En general, se puede apreciar cómo la implantación de MMF ha dado una respuesta positiva para una mejora de la red trófica del agrosistema. Esta mejora supone una aliada para la sostenibilidad futura del propio cultivo, que se ve favorecida por el establecimiento de una cadena trófica más robusta de la que existía previamente. De este modo, se incrementa la eficacia de los procesos y relaciones que se dan en el suelo del cultivo y del que, en última instancia, este depende, ya que se mejora la regulación de la microfauna encargada de la descomposición de la materia en elementos nutritivos para las plantas cultivadas.

Al igual que ocurre con la biodiversidad de la fauna sobre el suelo y la regulación del ciclo de nutrientes, un incremento en la biodiversidad de polinizadores también tiene un resultado positivo, pues aumenta la posibilidad de que la polinización sea realizada más eficazmente mediante un insecto más adaptado a ella. Por tanto, la implantación de MMF que aumenten la biodiversidad de polinizadores supone una importante herramienta para que el cultivo se beneficie de este servicio ecosistémico.

Como conclusión del trabajo de campo y de las observaciones en los márgenes del proyecto, puede afirmarse que la mezcla de semillas ha funcionado con gran éxito, como así lo pone de manifiesto el elevado número de insectos polinizadores presentes en estas bandas florales. En cada una de las fincas colaboradoras del proyecto se han observado entre unos setenta y cien insectos polinizadores.

Como se ha podido comprobar, uno de los principales valores de la creación de MMF es la diversificación y mejora del grado de conectividad en los espacios agrarios, que se traduce en la biodiversidad o heterogeneidad de comunidades de especies que han podido observarse a lo largo del proyecto. Esta conectividad entre espacios agrarios y áreas naturales facilita el movimiento de determinados insectos polinizadores de hábitos migratorios, permitiendo que obtengan los recursos necesarios para poder completar su ciclo vital, asegurando el intercambio genético entre poblaciones y la recolonización de espacios con menor biodiversidad.

Además del efecto beneficioso que genera para el cultivo, el aumento de la biodiversidad de fauna epigea y de insectos polinizadores, los márgenes suponen también una práctica que beneficia al medioambiente en general, puesto que favorecen la abundancia de poblaciones de invertebrados que suponen la base de alimento de animales superiores, en especial de aves insectívoras.

Persistencia de la zona restaurada

Los resultados del proyecto ofrecen una información relevante y una buena base plenamente aplicable a las características agrarias de Andalucía, esperando constituir una herramienta de ayuda a nuevos agricultores dispuestos a implementar MMF en sus explotaciones. Sin embargo, la implantación de MMF es voluntaria y queda a criterio de la explotación, siendo un factor decisivo para la adopción de esta práctica las medidas de apoyo contempladas en la política agrícola común y, concretamente, en el eco-régimen P5 («Espacios de biodiversidad»).

Presupuesto y financiación

Presupuesto: 273.200 €.

Fuente de financiación: 90 % FEADER y 10 % la Junta de Andalucía.

Sistemas de control

No aplicable.

Cualificación del personal

Equipo multidisciplinar compuesto por ingenieros agrónomos, biólogos, ingenieros de montes, químicos; así como licenciados en derecho y ciencias económicas, con amplia experiencia en gestión y ejecución de proyectos de demostración. Además, se ha contado con el apoyo del personal de las distintas explotaciones, con gran experiencia en la manejo de maquinaria y realización de operaciones agrícolas.

Más información

Web:

Página de la Asociación Agraria Jóvenes Agricultores de Sevilla (ASAJA-Sevilla): www.asajasevilla.es

Autores: José Fernando Robles del Salto (ASAJA-Sevilla); Manuel Moreno García (IFAPA); Manel Gómez Ariza (Asociación Española de Agricultura de Conservación-Suelos Vivos); Germán Canomanuel Monje (Syngenta).



Nombre del proyecto

PROYECTO DE DEMOSTRACIÓN DE LUCHA CONTRA LA DESERTIFICACIÓN: REGENERACIÓN Y PLAN DE MANEJO DE ZONAS SEMIÁRIDAS DEGRADADAS EN EL TÉRMINO MUNICIPAL DE ALBATERA (ALICANTE)

Localización/Ámbito de actuación

Término municipal de Albaterra, provincia de Alicante.



> **Figura I.** Vista general de las lomas en la sierra de Albaterra y su nivel de degradación. **Autor:** A. Vilagrosa.



> **Figura II.** Disposición espacial de las distintas unidades de actuación en la cuenca de Albaterra. **Autores:** S. Bautista y J.A. Alloza.



> **Figura III.** Vista desde la parte superior de la cuenca de la zona de actuación, donde se observa la retroaraña efectuando el ahoyado en la zona de las terrazas (izquierda) y detalle de un hoyo de plantación con microcuenca y tubo protector para la reducción de la radiación (derecha). **Autor:** A. Vilagrosa.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Dirección General de Conservación de la Biodiversidad (MMA).

Entidad/es socia/s del proyecto

Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana.

Servicios Territoriales de Alicante de la Conselleria de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana).

Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM).

Universitat d'Alacant.

Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2002-2004 (Fechas de ejecución). El proyecto continuó con el monitoreo hasta 2010 de forma regular, y continúa en la actualidad a un menor ritmo.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Grupo VII. Infraestructuras (carreteras, ferrocarriles, canales, puertos, aeropuertos, tendidos eléctricos de alta tensión y gasoductos).

La cuenca se encuentra en una de las zonas más afectadas por la desertificación en el sur de Europa. La degradación de la zona se debe a la combinación de escasas precipitaciones, suelos muy erosionables y una historia de usos que incluye pastoreo, extracción de leñas y la modificación del perfil del terreno para la instalación de terrazas en gran parte de la cuenca (terrazas actualmente en mal estado de conservación). Por último, la construcción de caminos que atraviesan la cuenca y de un sistema de conducción de agua tuvo un gran impacto en la zona. La acción combinada de todos estos factores ha potenciado la pérdida de funcionalidad del ecosistema y de los recursos, la erosión y el riesgo de inundaciones.

Ecosistemas afectados

Hábitats de interés comunitario presentes en la cuenca: 5330 Matorrales termomediterráneos y preestépico.

Motivación para desarrollar el proyecto

El proyecto piloto de demostración de Albatera es un ejemplo de transferencia de conocimientos entre la comunidad científica y diferentes Administraciones y se enmarca en el Plan Nacional de Lucha contra la Desertificación, desarrollado para dar cumplimiento a la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación. En concreto, el proyecto se integra en un grupo de proyectos a escala real que pretenden demostrar la viabilidad técnica, ambiental y económica de diferentes propuestas de restauración del territorio destinadas a prevenir y mitigar la desertificación.

Diagnóstico ecológico

El área de actuación se divide en cuatro unidades fisiográficas: cabecera, terrazas con pinos, tramo medio y tramo bajo. La vegetación potencial de la cuenca corresponde a los pisos termomediterráneo y mesomediterráneo. La vegetación de la zona previa al proyecto se caracterizaba por la aridez del medio, con presencia de matorrales y pastizales con diferente composición, masas de pinar adulto natural y de repoblación y vegetación de ribera en el cauce del barranco (**figura I**). Los tipos de suelos presentes son calcisoles y leptosoles y la textura dominante es limo-arenosa. Toda la cuenca se incluye en la cuenca hidrográfica Vinalopó-Segura.

En un estudio previo de la cuenca, se identificaron siete unidades de actuación (en adelante, UA) de acuerdo con variables como orientación, intervención humana, cubierta vegetal, uso previo del suelo y presencia e intensidad de procesos degradativos (**figura II**).

UA1. Cabecera cuenca. Zona poco alterada. Recubrimiento vegetal moderadamente alto (matorral disperso con herbáceas).

UA2. Terrazas de repoblación. La orientación predominante es solana. Zona aterrada en los años 1970-1980 para realizar una reforestación con *Pinus halepensis*. Cubierta vegetal baja, con especies germinadoras. Área con un estado de degradación elevado, presentando procesos erosivos severos y alteraciones en la red de drenaje.

UA3. Solana y enclaves en umbría de exposición solana. Orientaciones S-SO. Bajo recubrimiento vegetal, predominado las especies subarborescentes y las especies germinadoras. La unidad presentaba moderados signos de degradación.

UA4. Umbría del tramo medio-bajo y vaguadas de solana. Cubierta vegetal moderada con especies subarborescentes y germinadoras.

UA5. Umbría del tramo bajo con pinos. Esta unidad era una de las zonas menos degradadas de la cuenca. Presencia importante de pinar de repoblación y especies germinadoras y rebrotadoras

UA6. Cauce. Zona con desprendimientos de tierra procedentes de las márgenes durante los grandes eventos de lluvia. Comunidad vegetal empobrecida.

UA7. Canalización de agua. Sin cubierta vegetal. Presencia de cárcavas y procesos erosivos importantes debido a sucesivas roturas.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo principal del proyecto es la **restauración ecológica** de la zona para reconstruir una cubierta vegetal diversa, densa (en el rango que determina el clima semiárido de la zona) y estable, integrada por especies propias del lugar, que limite la erosión y el riesgo de avenidas.

Objetivos específicos:

- Reparar la funcionalidad del ecosistema, creando rodales de vegetación que contribuyan a la regulación de los flujos hídricos, de materiales y nutrientes y, en general, a aumentar la productividad del territorio.
- Incrementar la diversidad del ecosistema, así como su estabilidad y resiliencia.
- Prevenir futuros procesos de degradación, erosión y avenidas torrenciales.
- Evaluar diferentes técnicas de manejo para determinar procedimientos adecuados para la restauración en semiárido.
- Servir como referencia para otros proyectos demostrando la viabilidad de la mitigación de la desertificación en lugares muy degradados.
- Generar un área adecuada para educación ambiental.

El **ecosistema de referencia** es el matorral mediterráneo con pinar.

La intervención se sitúa en la interfase entre rehabilitación y restauración: **inicio** de la recuperación de los ecosistemas naturales.

Marco legal

El proyecto se encuadra dentro de la política medioambiental de la Generalitat Valenciana. Las actuaciones llevadas a cabo cumplían las disposiciones legales de cualquier rango, vigentes en el momento de realizar el proyecto. Cabe destacar la Ley de 8 de junio de 1957, sobre la nueva Ley de Montes, y la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres.

Acciones de restauración

Las acciones de restauración abarcan 25 ha en total y se diseñaron en función de la heterogeneidad del paisaje y las características, potencial y estado de degradación de las unidades de actuación descritas en un apartado anterior. Se plantaron un total de 19 especies nativas, incluyendo especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, y se aplicaron diversos tratamientos comunes a todas las unidades y tratamientos específicos de unidades concretas:

- Ahoyado mecánico con retroaraña para realizar hoyos de grandes dimensiones (60 x 60 x 60 cm) con mínimo impacto. Aplicado en todas las unidades salvo en la solana y las terrazas de repoblación degradadas, que llevan banquetas de mayor tamaño.
- Microcuencas para capturar el agua de escorrentía y canalizarla hacia el hoyo de plantación. El diseño de las microcuencas se basó en trabajos anteriores publicados por el grupo de Estanislao de Simón Navarrete (Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera, IFAPA, Granada) y experiencias propias (Valdecantos et al., 2014). Brevemente, la aplicación de una microcuenca en un hoyo de plantación persigue la captación del agua de escorrentía que baja por la vertiente y su conducción hacia el hoyo de plantación. De esta forma, el plantón recibe mayor cantidad de precipitación que si fuese únicamente precipitación vertical (véase la **figura III**). Las microcuencas se combinaron con preparación del terreno en banquetas (100 x 60 x 60 cm) y se implementaron en la unidad de solana (UA3).
- Banquetas alargadas (300 x 60 x 60 cm) en la línea base de los desmontes de las terrazas de repoblación degradadas (UA2), con tres plantones en línea por banqueta, con la finalidad de establecer barreras vegetales que contribuyan al control de la degradación de los desmontes y a una correcta evolución geomorfológica de la pendiente.
- Adición de enmiendas orgánicas en el hoyo o banqueta de plantación para mejorar las propiedades fisicoquímicas del suelo. Dosis: 100 Mg/ha (4 kg/hoyo). Aplicado en todas las unidades salvo en las terrazas de repoblación degradadas (UA2) y en la umbría del tramo bajo con pinos (UA5).
- Adición de enmiendas orgánicas en superficie para mitigar el encostramiento superficial, y favorecer la infiltración de agua. Dosis: 10 kg/m². Aplicado en las terrazas de repoblación degradadas (UA2).
- Aplicación de una capa fina (1-2 cm) de *mulch* o capa orgánica en el hoyo de plantación para reducir la evaporación del agua. Dosis: 1,5 Mg/ha (3 kg/hoyo). Aplicado en todas las unidades, salvo el cauce (UA6)
- Utilización de protectores opacos tipo Tubex® con agujeros para ventilación. Reducción de la radiación entre el 50 y el 75 %. Específico de la unidad de solana (UA3).
- Mallas protectoras contra la depredación y leve reducción de la radiación (entre un 10 y un 25 %). Aplicado en todas las unidades salvo las zonas con protectores opacos (UA3).

Se emplearon semillas de procedencia local, certificadas y con capacidad germinativa comprobada por el Banco de Semillas de la Generalitat Valenciana. El cultivo de la planta se realizó intentando adaptar los brinzales tanto en sus características morfofuncionales como en las relaciones alométricas al ambiente semiárido de la cuenca de Albaterra.

El conjunto de las obras se completó en dos años consecutivos, con un primer año extremadamente seco en el que se realizaron pruebas piloto en las unidades principales y un segundo año, más húmedo, en el que se completó la restauración de toda la cuenca. La restauración de la zona afectada por la canalización de agua requirió pequeñas intervenciones posteriores.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Dado su carácter demostrativo, el proyecto incluyó la instalación de paneles, creación de documentos informativos y actividades educativas y de divulgación para promover las visitas a la cuenca y comunicar el proyecto a la sociedad y comunidad científica. La zona continúa siendo utilizada con fines educativos y de transferencia.

No se realizó un proceso participativo previo a la intervención más allá del que involucró a los diferentes organismos participantes.

Seguimiento de la RE

El seguimiento contempló criterios técnicos y ecológicos y se realizó mediante varias campañas de campo entre 2003 y 2007. Para ello, se establecieron y caracterizaron parcelas permanentes y subparcelas en cada UA y se identificaron los individuos plantados.

Indicadores:

- Supervivencia y crecimiento de los plantones.
- Propiedades fisiográficas básicas de las unidades ambientales y parcelas permanentes.
- Estabilidad y funcionalidad de los tratamientos aplicados.

Posteriormente, en la zona se han llevado a cabo diversos estudios.

Mantenimiento

En el año 2004 se realizó una reposición de marras.

A los pocos años de la plantación, los tubos protectores fueron retirados.

Desviaciones

En base a los resultados, es recomendable considerar las siguientes cuestiones:

- La realización de microcuencas debe contar con una salida lateral que evite grandes acumulaciones de agua durante lluvias intensas y la rotura del alcorque. En zonas con mucha pendiente, poca vegetación y suelo desnudo, la microcuenca puede ser perjudicial debido a la gran cantidad de agua que puede llegar en una precipitación intensa. La realización de los brazos laterales que conducen el agua debe generar poca alteración para contener los procesos erosivos.
- Respecto a los tubos protectores, su sujeción en las zonas más expuestas al viento fue endeble debido al escaso diámetro del tutor que los sostenía. Se observó que tras retirar los tubos los plantones pueden sufrir altos niveles de estrés durante el verano siguiente.
- Respecto al uso de mallas, es recomendable utilizar mallas como mínimo de 30 cm sobre el nivel del suelo para evitar la depredación.

Evaluación final

Es importante destacar que la obra no se realizó con ánimo de validar hipótesis científicas relativas a las prácticas empleadas. Los resultados de la intervención sugieren:

- La supervivencia global de la reforestación puede considerarse elevada (54 % a los 5 años, y 30 % > 10 años), especialmente si se compara con experiencias previas, donde en algunos casos la mortalidad alcanzó el 100 %.
- Las innovaciones tecnológicas aplicadas supusieron, en mayor o menor grado, una mejora de las condiciones de los plantones. En solana, donde se aplicó el mayor número de innovaciones tecnológicas, la supervivencia y el crecimiento fueron mayores que en la zona de umbría y terrazas.
- La aplicación de *mulch* fue el tratamiento con menor efectividad debido al arrastre de sedimentos al hoyo que produjo la desaparición de la capa superficial a los pocos meses.
- El efecto de los tubos protectores fue importante tanto en supervivencia como en crecimiento, especialmente en solana. Las mallas protectoras tuvieron un efecto positivo en relación con la depredación, y proporcionaron, además, sombreado al plantón.
- La realización de microcuencas en solana mejoró la respuesta de las plantas introducidas y posibilitó el desarrollo de una amplia variedad de especies que han colonizado el hoyo.

Persistencia de la zona restaurada

Las actuaciones se ubican en el Monte de Utilidad Pública n.º 72 de Alicante, propiedad del Ayuntamiento de Albatera y consorciado con el número AI-3011. Al ser terrenos públicos, no es esperable llevar a cabo acciones que perjudiquen la actuación, que mantiene su progresión, pese a las intensas sequías ocurridas en la zona (por ejemplo, 2014).

Presupuesto y financiación

Coste total de ejecución: 208.591,57 €.

Fuente de financiación: Conselleria del Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana y Ministerio de Medio Ambiente.

Sistemas de control

No se describen, pero se realizaron controles de calidad y seguimiento de la reforestación según protocolos desarrollados por el CEAM. Estos controles consistieron en evaluar la calidad de la planta para que fuese apta para la plantación, y en supervisar la realización de ahoyado, microcuencas y plantación. También se realizó un seguimiento de la supervivencia y crecimiento de los individuos plantados durante años posteriores.

Cualificación del personal

El nivel de cualificación de los participantes en el proyecto fue elevado. Se contó como redactor con un ingeniero de montes perteneciente a la Generalitat Valenciana. La dirección técnica del proyecto recayó en técnicos de la Administración autonómica y en la empresa TRAGSA. En todo el proceso se contó con el asesoramiento técnico-científico de investigadores de los diferentes centros de investigación participantes (Fundación CEAM, Universitat d'Alacant, CIDE). La cualificación profesional de los participantes fue de licenciados en Biología, Ciencias Ambientales o Ingeniería Forestal, siendo algunos de ellos doctores. En cuanto a los perfiles profesionales que realizaron la obra fue variado: personal especializado en uso de maquinaria forestal hasta peones de obra forestal, desde perfiles técnicos (tipo FP1 o FP2) hasta graduado escolar.

Más información

Referencias:

Cortina, J. *et al.* Bases para la restauración ecológica de espartales, IUCN: International Union for Conservation of Nature. Disponible en: <https://policycommons.net/artifacts/1374768/bases-para-la-restauracion-ecologica-de-espartales/1989023/>

Kribeche H. *et al.* (2012) Effects of landscape spatial heterogeneity on dryland restoration success. The combined role of site conditions and reforestation techniques in southeastern Spain. *Ecología Mediterránea*, 38, pp. 5-18.

Molina Villamar, J.E., Vallejo, R. y Vilagrosa, A. (2016) Evaluación de la supervivencia y del crecimiento en la reforestación del proyecto piloto de Albatera tras 12 años, *Revista Científica y Tecnológica UPSE*, III(2), pp. 40-49.

Pastor Pastor, A. (2011) Análisis histórico de las repoblaciones forestales en el monte Sierra y Lomas (término municipal de Albatera). Memoria de Máster Gestión y Restauración del Medio Natural. (Inédito). Universitat d'Alacant.

Rojo Serrano, L. (Director del trabajo) (2007) Seguimiento y evaluación del proyecto piloto de regeneración y gestión de áreas semiáridas afectadas por desertificación en el término municipal de Albatera (Alicante). Madrid: Proyecto LUCDEME, Ministerio de Medio Ambiente.

TRAGSATEC (2001) Proyecto de demostración de lucha contra la desertificación, regeneración y plan de manejo de zonas semiáridas degradadas en el término municipal de Albatera (Alicante). (Inédito).

Valdecantos, A. *et al.* (2014) Effectiveness of low-cost planting techniques for improving water availability to *Olea Europaea* seedlings in degraded drylands, *Restoration Ecology*, 22(3), pp. 327-335.

Vallejo, V.R. *et al.* (2012) Perspectives in dryland restoration: approaches for climate change adaptation, *New forests*, 43(5), pp. 561-579. Vilagrosa, A. *et al.* (2008) Proyecto de lucha contra la desertificación: regeneración y plan de manejo de zonas semiáridas degradadas, en el TM de Albatera (Alicante), *Cuadernos SECF*, 28, pp. 317-322.

Vilagrosa, A. *et al.* (2013) Cambios en funcionalidad y diversidad en ecosistemas degradados y su relación con las actividades de reforestación. En: Martínez-Ruiz, C., Lario Leza, F.J. y Fernández-Santos, B. Eds. (2013) *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación*. Madrid: SECF-AEET, pp. 143-148.

Autores: Susana Bautista Aguilar (Departamento de Ecología/IMEM y Universitat d'Alacant); Jordi Cortina Segarra (Departamento de Ecología/IMEM. Universidad de Alicante); Karen Disante Bertone (Departamento de Ecología/IMEM. Universidad de Alicante); Leopoldo Rojo Serrano (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) y Alberto Vilagrosa Carmona (Fundación CEAM y Universitat d'Alacant).

Proyecto:

Autores de la ficha y Juan Ramón Gázquez Martínez (servicio territorial de Alicante de la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica)



Nombre del proyecto

SEGUIMIENTO DE LA COLONIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN LA RESTAURACIÓN DE LA DUNA DE LAIDA, EUSKADI

Localización/Ámbito de actuación

La playa de Laida está situada en el municipio vizcaíno de Ibaranguelua, País Vasco (España).

Entidad promotora de las actuaciones y el seguimiento de la restauración

El seguimiento de la restauración de la vegetación fue realizado por el Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad de Sevilla y la empresa Ecología Litoral S. L.

Las actuaciones de restauración se llevaron a cabo por el Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (2001-2003), Eusko Jaurlaritza (Gobierno Vasco) y el Proyecto LiFE04NAT/es/000031 (2004-2007).

Entidad/es socia/s del proyecto

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

El seguimiento de la vegetación se realizó entre 2002 y 2008.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II. Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.).

La duna de Laida desapareció a mediados del siglo XX a causa del incremento de su vulnerabilidad. Las acciones que llevaron a esta situación fueron la disminución de tamaño de la duna debido a las extracciones de arena para la construcción y el incremento de la inestabilidad de los depósitos arenosos existentes en la desembocadura del río Oka, a causa de los dragados realizados para facilitar la entrada de barcos hacia zonas interiores del estuario. Finalmente, la acción de las tormentas terminó con la existencia de la duna de Laida a mediados de la década de 1950.

Ecosistemas afectados

El ecosistema afectado por la desaparición de la duna de Laida es el de playas y dunas costeras (vegetación anual sobre desechos marinos acumulados y dunas marinas), incluyendo tres tipos de hábitats de interés comunitario:

- 1210. Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados.
- 2110. Dunas móviles embrionarias.
- 2120. Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas).

Motivación para desarrollar el proyecto

La reconstrucción de dunas costeras en España se ha realizado con el objetivo principal de proteger las zonas interiores frente a la acción del mar y evitar la entrada de arenas. Para ello, se instalan captadores de arena que inician la acumulación de arenas y posteriormente se plantan con una o dos especies «constructoras de dunas», como son *Ammophila arenaria* y *Elymus farctus*, que continuarán con el proceso de incrementar la altura y anchura de la duna. Sin embargo, en general no se ha tenido en cuenta si con estas acciones se consigue restaurar la comunidad de plantas características de este tipo de hábitat.

El seguimiento de la restauración de la vegetación se realizó para «Conocer cómo se produce la colonización de especies y cómo cambia su composición y abundancia en el espacio y en el tiempo». La obtención de este conocimiento es básica para poder determinar las posibilidades de restauración de ecosistemas dunares de la zona costera Cantábrica y también poder evaluar los resultados conseguidos.

Diagnóstico ecológico

La situación de partida previa a la restauración era muy precaria, ya que originalmente la duna se situaba sobre una plataforma arenosa depositada en la desembocadura del Oka. Esta plataforma, debido a impacto humano, se redujo considerablemente, siendo muy vulnerable a la acción del mar. Obras realizadas desde 1999 aumentaron la superficie y altura de este banco de arena, si bien continuó siendo muy vulnerable, como se ha podido comprobar en años posteriores. La zona no presentaba formaciones dunares. La vegetación existente era la característica de comunidades de especies anuales pioneras a la orilla del mar, como *Cakile maritima* y *Salsola kali*.

Paisaje dunar regional. La situación actual de las dunas de Euskadi es muy deficiente, con sólo seis dunas costeras activas de las dieciocho existentes hace doscientos años. Como consecuencia, el 47 % de las especies exclusivas de dunas están amenazadas, y siete especies se consideran localmente extintas (Prieto *et al.*, 2007; Silván y Campos, 2002).

Este marco regional podría condicionar el proceso natural de sucesión y, por tanto, comprometer el éxito de la de restauración de la comunidad nativa.

Objetivos del seguimiento de la restauración y ecosistema de referencia

Considerando que la actuación realizada pretendía conseguir una restauración ecológica, el proyecto de seguimiento se planteó con dos objetivos principales relacionados:

- Responder a la pregunta de si es posible recuperar la comunidad de plantas de la duna costera.
- Determinar cuál es la trayectoria de la recuperación a lo largo del espacio y el tiempo.

Sistemas de referencia. Se han utilizado dos tipos de datos de referencia para evaluar el éxito de la restauración de la comunidad de plantas de la duna costera: i) European Habitats Eur-27 Nature 2000 (Anónimo, 2007); y ii) datos de referencia de un estudio sobre la distribución de especies de plantas de dunas costeras a lo largo de la costa de Euskadi (Silván y Campos, 2002).

Marco legal

Acciones de seguimiento de la restauración

El seguimiento se realizó en la duna de 250 m de longitud a lo largo de la costa, construida con captadores de arena entre 2001 y 2002, y la plantación de *Ammophila arenaria* y *Elymus farctus* en 2002, y plantaciones puntuales adicionales en 2003 y 2004.

Se establecieron veinticuatro parcelas permanentes de 10 x 10 m a lo largo de dos transectos paralelos a la línea de costa. En cada parcela se registró anualmente, entre 2002 y 2008, la composición y abundancia de especies en junio-julio. Cada especie se categorizó según el tipo de hábitat que ocupa de forma natural: i) exclusiva de dunas; ii) dunas y otros hábitats; iii) otros hábitats. Se consideró también si las especies se consideran raras o amenazadas.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Seguimiento de la RE

Los indicadores para evaluar la restauración de la vegetación de dunas costeras fueron:

- Abundancia de las especies plantadas: *Ammophila arenaria* y *Elymus farctus*.
- Composición y abundancia de especies exclusivas de dunas costeras.
- Trayectoria de la comunidad considerando el marco de referencia del paisaje dunar regional (composición y abundancia de especies de cinco dunas de la costa de Euskadi).
- Comparación con sistema de referencia de hábitats comunitario: «2110. Dunas móviles embrionarias» y «2120. Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas)».



➤ **Figura 1.**
 Evolución de la zona de la duna en diciembre de 2002, julio de 2004 y agosto de 2006.
Autor: Juan Bautista Gallego Fernández.

Mantenimiento

El promotor de la restauración realizó plantaciones puntuales adicionales de *Ammophila arenaria* y *Elymus farctus* en 2003 y 2004.

Desviaciones

A partir de 2007 los temporales comenzaron a erosionar la duna construida, que finalmente desapareció en 2010. Actualmente (2020) la plataforma arenosa prácticamente ha desaparecido, ocupando unos centenares de metros cuadrados que son cubiertos en mareas altas.

La principal lección aprendida de la desaparición de la duna construida es que la plataforma arenosa sobre la que se construyó la duna era extremadamente vulnerable debido a la degradación a la que había sido sometida secularmente, y seguramente debido al funcionamiento no natural del estuario con acciones frecuentes de dragados.

También es importante considerar que la duna construida fue de pequeñas dimensiones y, por tanto, más vulnerable a la acción del mar. Las dunas se deben construir lo suficientemente altas y anchas, para ello hay que proceder mediante una instalación secuencial de captadores de arena que permitan ir recreando la duna hasta las dimensiones consideradas adecuadas.

Si bien no se midió en este seguimiento, pudimos observar que la presión de bañistas fue muy alta durante los veranos, interfiriendo con la duna costera.

Evaluación final

Si bien la duna construida finalmente desapareció, el seguimiento de la actuación ha permitido obtener una información muy valiosa sobre cómo abordar la restauración de dunas en la costa cantábrica:

- La construcción de la duna costera con captadores de arena ha sido muy exitosa, hay disponibilidad de sedimento y suficiente potencia de viento y direcciones adecuadas.
- La plantación de especies constructoras de dunas fue un éxito. Se plantó en el lugar adecuado cada especie y su desarrollo ha permitido estabilizar el depósito arenoso y ha facilitado la colonización de vegetación.
- La colonización de especies dunares ha sido un éxito. En 8 años han llegado 42 especies: 18 especies exclusivas dunares, el 62 % de las existentes en la región.
- Se ha producido la colonización de 5 especies amenazadas y raras.
- La trayectoria de la composición y abundancia de especies de la zona restaurada se ha ido acercando año a año al tipo de vegetación existente en los sistemas dunares de referencia, siendo más parecida la vegetación a la existente en la duna de Laga, la más cercana situada a 3 km.
- La vegetación restaurada se corresponde con la de los hábitats comunitario: «2110. Dunas móviles embrionarias» y «2120. Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas)».
- A pesar del elevado grado de fragmentación del paisaje dunar regional, aún hay número suficiente de dunas costeras en este sector del Cantábrico para que se produzca intercambio de especies y posibiliten la restauración pasiva de la comunidad de plantas.

Como conclusión del seguimiento de la restauración de la duna de Laida, podemos decir que la recuperación de los sistemas dunares de Euskadi sólo se podrá conseguir mediante un plan regional de restauración que permita la recuperación del número suficiente de sistemas dunares que compensen las pérdidas debido a temporales, recuperando así la resiliencia a escala de paisaje dunar regional.

Persistencia de la zona restaurada

La duna restaurada desapareció con los temporales. Actualmente no hay plataforma arenosa emergida donde realizar una acción de restauración de duna costera.

Si no se eliminan los factores de alteración de la dinámica sedimentaria del estuario del río Oka, no se podrá llevar a cabo una restauración dunar exitosa.

Presupuesto y financiación

6.000 € en viajes y alojamiento de un biólogo para los muestreos entre 2002 y 2008. Financiado por el Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad de Sevilla.

Sistemas de control

No se ha realizado ningún sistema de control.

Cualificación del personal

En el diseño del seguimiento y en los muestreos han participado tres biólogos con amplia experiencia en restauración de sistemas dunares costeros.

Más información

Como resultado del seguimiento de la restauración de la duna de Laida se realizó una publicación en una revista científica internacional:

Gallego-Fernández, J.B., Sánchez, I.A. y Ley, C. (2011) Restoration of isolated and small coastal sand dunes on the rocky coast of northern Spain, *Ecological Engineering*, 37, pp. 1822-1832. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.017>

Autores: Juan Bautista Gallego Fernández (Universidad de Sevilla); Iván Sánchez (Saint Louis University-Madrid); y Carlos Ley Vega de Seoane (Ecología Litoral S. L.).



Nombre del proyecto

ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN DE HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO: ELIMINACIÓN DE FLORA EXÓTICA INVASORA EN DUNAS LITORALES DEL LIC DUNES DE LA SAFOR

Localización/Ámbito de actuación

El ámbito de actuación son los sistemas dunares del ZEC Dunes de la Safor, desde la Platja del Brosquil hasta la Platja de Les Devesses, en los municipios de Tavernes de la Valldigna, Xeraco, Gandía, Daimús, Guardamar de la Safor, Piles y Oliva, provincia de Valencia.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Dirección general de Medio Natural y de Evaluación Ambiental. Servicio de Vida Silvestre.

Entidad/es socia/s del proyecto

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Demarcación de Costas en Valencia.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Sector Norte: 2015.

Sector Sur: 2018-2019.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XII. Otros. Desde el punto de vista de su conservación, los ambientes dunares del ZEC Dunes de la Safor se encuentran sometidos a una fuerte presión antrópica, lo que se ha traducido en impactos negativos que afectan a su estado de conservación. Entre las afecciones más frecuentes se puede citar la reducción de la continuidad del hábitat, como consecuencia de la fragmentación, los aportes de materiales exógenos, la nitrificación o la colonización de las dunas por plantas exóticas invasoras. Este último proceso biológico es de especial impacto en estos ambientes dada la proximidad de zonas urbanizadas y ajardinadas desde las que se expanden especies exóticas.

Ecosistemas afectados

Los siguientes hábitats dunares:

- 2110. Dunas móviles embrionarias.
- 2120. Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria*.
- 2190. Depresiones interdunares húmedas.
- 2210. Dunas fijas de litoral del *Crucianellion*.
- 2230. Dunas con céspedes del *Malcomietalia*.
- 2260. Dunas con vegetación esclerófila del *Cisto-Lavanduletalia*.

Motivación para desarrollar el proyecto

El ZEC Dunes de la Safor se restringe al dominio público marítimo-terrestre y se incluyó en la Red Natura 2000 por albergar restos de cordones dunares de elevado interés conservacionista. Entre las medidas de gestión activa aprobadas en su norma de gestión se incluye la prospección, detección temprana y eliminación de especies invasoras en todo el ámbito del ZEC.

Después de prospectar la flora exótica invasora del ZEC, se consideró que su erradicación era viable debido a la reducida extensión del espacio protegido (66,08 ha) y a la posibilidad de realizar repasos periódicos de mantenimiento con las brigadas Natura 2000.

Diagnóstico ecológico

Antes de la intervención, el LIC Dunes de la Safor albergaba extensas poblaciones de dos de las plantas invasoras más comunes en ambientes dunares en la Comunitat Valenciana, la uña de león (*Carpobrotus edulis*) y la pitera (*Agave americana*). Estas especies compiten con la flora nativa por los recursos y el espacio, llegando a excluir cuando sus formaciones son densas. En estos casos, también alteran la dinámica dunar y, con ello, las comunidades biológicas propias de estos ambientes.



Figura 1. Platja de Pau Pi colonizada por flora exótica invasora antes de la restauración. Autor: Ramón García Pereira.

Junto a estas dos especies también se presentaba un abundante grupo de plantas exóticas invasoras, como, por ejemplo: *Acacia farnesiana*, *Aloe spp.*, *Arctotheca calendula*, *Arundo donax*, *Cortaderia selloana*, *Austrocylindropuntia subulata*, *Gazania spp.*, *Lonicera japonica*, *Myoporum laetum*, *Opuntia spp.*, *Osteospermum ecklonis*, *Pittosporum tobira*, *Senecio angulatus*, *Solanum bonaerense*, *Stenotaphrum secundatum* y *Yucca spp.*, cuyas poblaciones eran todavía discretas.

El estado de conservación de muchos de los sectores del ZEC era desfavorable-malo en cuanto a su área ocupada, estructura y funciones específicas y perspectivas de futuro, ya que en caso de no intervención las poblaciones de especies exóticas aumentarían rápidamente consolidando la invasión, con lo que su control sería más difícil y costoso.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Eliminar las especies exóticas invasoras del Dominio Público Marítimo-Terrestre del ZEC Dunes de la Safor.

Mejorar el estado de conservación de los hábitats: «2110. Dunas móviles embrionarias»; «2120. Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria*»; «2190. Depresiones interdunares húmedas»; «2210. Dunas fijas de litoral del *Crucianellion*»; «2230. Dunas con céspedes del *Malcomietalia*»; y «2260. Dunas con vegetación esclerófila del *Cisto-Lavanduletalia*».

Reducir la fragmentación e incrementar la cobertura de los hábitats dunares.

Mejorar la capacidad de recuperación de las especies clave de los hábitats dunares.

Recuperar la funcionalidad ecológica de las especies clave y estructurales de los hábitats dunares.

Fomentar la regeneración espontánea de las especies psamófilas.

Incrementar la presencia y distribución de especies vegetales prioritarias como *Otanthus maritimus*, *Euphorbia paralias*, *Calystegia soldanella* o *Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa*.

Mejorar el valor paisajístico del ZEC Dunes de la Safor.

Generar empleo relacionado con la conservación de la biodiversidad.

El objetivo de la restauración estaría situado entre las fases «recupera» y «restaura», ya que con los repasos anuales se pretende alcanzar la restauración del ecosistema natural.

Marco legal

Decreto 160/2020, de 23 de octubre, del Consell, de declaración como zonas especiales de conservación (ZEC) de lugares de importancia comunitaria (LIC) Alt Palància (ES5223005), Curs Mitjà del Riu Palància (ES5232003), Serra de Corbera (ES5233013), Marjal de la Safor (ES5233030), Serres del Mondúver i Marxuquera (ES5233015) y Dunes de la Safor (ES5233038), y se aprueban sus normas de gestión y de la zona de especial protección para las aves (ZEPA) Mondúver-Marjal de la Safor (ES0000451)

Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y se regulan medidas adicionales de Conservación.

Decreto 213/2009, de 20 de noviembre, del Consell, por el que se aprueban medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunitat Valenciana.

Decreto 14/2013, de 18 de enero, del Consell, de modificación del Decreto 213/2009, de 20 de noviembre, por el que se aprueban medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunitat Valenciana.

Acciones de restauración

Las acciones de restauración han consistido en la erradicación de la totalidad de las plantas exóticas invasoras del Dominio Público Marítimo-Terrestre del ZEC Dunes de la Safor. Para cada especie se ha propuesto un protocolo específico de erradicación adaptado a las particularidades biológicas de cada planta.

Protocolo para especies crasas espinosas, herbáceas y de pequeño porte

Arranque manual de las plantas teniendo la precaución de extraer siempre el sistema radicular completamente. Para ello se han utilizado herramientas manuales como azadas y rastrillos. Los restos vegetales extraídos han sido triturados y distribuidos *in situ* cuando no comportaban riesgo de propagación una vez sometidos a este tratamiento mecánico, o bien, cuando esto no era posible, exportados a planta de gestión de residuos. Además, se han ensayado métodos de gestión alternativa de la uña de león, consistentes en el enterrado de sus restos previamente triturados, obteniendo buenos resultados.

Especies erradicadas: *Carbobrotus edulis*, *Aeonium spp.*, *Aptenia spp.*, *Agave spp.* (de menos de 75 cm), *Aloe spp.*, *Arctotheca spp.*, *Austrocylindropuntia subulata*, *Gazania spp.*, *Oenothera spp.*, *Opuntia spp.* y *Osteospermum ecklonis*.



➤ **Figura II.** Proceso de eliminación de *Carpobrotus edulis* en la Platja de Les Deveses (Oliva). **Autor:** Ramón García Pereira.

Protocolo para especies arbóreas y arbustivas rebrotadoras

Corte de la parte aérea con serrucho o motosierra entre los meses de noviembre y febrero e impregnación inmediata de la zona de corte con una mezcla de herbicida. Posteriormente, entre abril y mayo se ha realizado una segunda aplicación de fitocida muy dirigida mediante fumigación de los rebrotes.

Especies erradicadas: *Acacia farnesiana*, *Myoporum laetum*, *Pittosporum*, *Lantana spp.* y *Lonicera japónica*.

Protocolo para piteras de gran tamaño

i) Corte con tijeras de podar de las espinas terminales de las hojas; ii) corte y retirada de las hojas inferiores con serrucho para poder acceder hasta el ojo y la base de la planta; iii) perforación de 8 agujeros de 4 cm de profundidad con taladro y brocas de 8-10 mm en la base de las hojas y del eje del ojo central; iv) aplicación en cada orificio de 2 ml de solución de fitocida; v) marcaje con spray naranja de los ejemplares tratados para su identificación; y vi) arranque de los restos deshidratados un año después de la aplicación del control químico y traslado de los restos vegetales hasta gestor de residuos autorizado.

La eliminación de la flora invasora ha fomentado la regeneración espontánea de las especies psamófilas, el incremento y distribución de especies clave, estructurales y prioritarias de los hábitats dunares, lo que ha reducido la fragmentación y mejorado su funcionalidad ecológica y estado de conservación.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

En la página web de la Conselleria se han publicado y pueden descargarse libremente:

- Dos dossieres divulgativos (uno por cada fase de ejecución), con las actuaciones de restauración ejecutadas y los resultados del seguimiento.
- Dos informes de la evaluación de la restauración.

Además, los resultados de la primera fase del proyecto han sido expuestos y publicados en las «IV Jornades de Conservació de flora i funga de Olot».

Seguimiento de la RE

El seguimiento de esta actuación cuenta con 27 parcelas de inventario de 10 m². De ellas, 9 son de control en zonas libres de alóctonas y otras 18 en zonas de actuación (9 en sitios con dominancia de *Agave spp.* y otros 9 de *Car-pobrotus spp.*). Se han tomado registros antes de la actuación, a los 6 meses y a los 29 meses.

Los indicadores que se registraron en estas parcelas fueron los siguientes:

- Inventarios fitosociológicos: inventarios florísticos e índice de abundancia-dominancia de *Braun-Blanquet*.
- Grado de invasión de las especies alóctonas en las parcelas.
- Grado de naturalidad.

También se ha aplicado la cuantificación del indicador de productividad FE-
DER C023 de superficie de hábitat subvencionado para alcanzar mejor estado de conservación.

Mantenimiento

La disponibilidad de medios propios por parte del servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000 (Brigadas Natura 2000) permite realizar acciones de repaso y eliminación de rebrotes anualmente, lo que garantiza el éxito de la restauración.

Desviaciones

No se han producido desviaciones significativas durante la ejecución.

En cuanto a las lecciones aprendidas, durante la primera semana de trabajo se comprobó que algunos trabajadores no estaban suficientemente cualificados y tenían dificultades en el reconocimiento de la flora invasora. En este sentido, se considera imprescindible una formación sobre identificación de especies objetivo y protocolos de erradicación previa al inicio de los trabajos.

Por otra parte, las acciones de repaso posteriores han demostrado que la eficacia de los tratamientos ha variado en función del equipo de trabajo que las realizó. En las zonas donde se aplicaron bien los protocolos de erradicación apenas aparecen rebrotes de especies exóticas, mientras que en otras zonas son abundantes.

La persistencia de núcleos de flora exótica invasora en parcelas privadas lindantes con el ZEC Dunes de la Safor continúa facilitando la dispersión de estas especies y la necesidad de realizar repastos periódicos.



➤ **Figura III.** Platja de Daimús restaurada.
Autor: Emilio Laguna Lumbreras.



➤ **Figura IV.** Platja de Pau Pi después de la restauración.
Autor: Ramón García Pereira.

Evaluación final

Indicadores de la ejecución:

- Se ha actuado sobre una superficie de 66,08 ha y 14,8 km lineales de costa.
- La biomasa extraída ha sido de 128,6 t de *Agave spp.*, 131 t de *Carpobrotus spp.*, 5 t de *Yucca spp.* y 20 t de otras especies exóticas invasoras.
- Se estima que el empleo generado ha sido de 881 jornales.

Resultados del seguimiento:

- Transcurridos dos años y medio desde la actuación de erradicación de flora exótica, las parcelas de seguimiento se han recuperado desde el punto de vista florístico, incrementándose el número de especies un 11,7 % en las parcelas con *Agave spp.* y un 10,1 % en las parcelas con *Carpobrotus spp.* Del mismo modo, la cobertura (sin contar las especies alóctonas) también se ha incrementado un 24,6 % y un 55,9 %, respectivamente. Las especies que tienen mayor abundancia y grado de cobertura en los espacios que antes estaban ocupados por manchas de *Carpobrotus* son el alhelí de mar (*Malcolmia littorea*) y la lechetrezna de dunas (*Euphorbia terracina*), aunque aparecen también muchas otras especies estructurales de los hábitats dunares.
- Los valores de los índices utilizados para evaluar el éxito de eliminación de alóctonas (grado de invasión, grado de naturalidad y cobertura de la vegetación natural vs. cobertura especies invasoras) revelan una efectiva acción de control de la flora alóctona en la zona actuada para *Carpobrotus spp.* Por el contrario, la persistencia de *Agave spp.* en el 90 % de las parcelas monitoreadas indican la alta resiliencia de la especie y la necesidad de un repaso anual de los rebrotes en todas las zonas de actuación durante varios años, para garantizar la erradicación de *Agave spp.* una vez realizada la inversión más importante.

En resumen, la eliminación de la flora invasora ha favorecido la regeneración espontánea e incrementado la cobertura y distribución de las especies psamófilas clave y estructurales de los hábitats dunares, mejorando la funcionalidad ecológica y el estado de conservación de los ecosistemas dunares.

Persistencia de la zona restaurada

Las zonas restauradas son dominio público marítimo-terrestre y son repasadas al menos una vez al año por las brigadas Red Natura 2000 (frecuentemente cada seis meses). Además, grandes extensiones están balizadas mediante talanqueras para evitar el paso y favorecer la conservación de los hábitats dunares y la nidificación del chorlitejo patinegro.



➤ **Figura V.** Platja de Les Deveses después de la restauración. **Autor:** Emilio Laguna Lumbreras.



➤ **Figura VI.** Platja de Terranova restaurada. **Autor:** Ramón García Pereira.

Presupuesto y financiación

47.797,03 € (fase I) y 85.416,81 € (fase II). Actuación cofinanciada al 50 % por la Generalitat Valenciana y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Sistemas de control

Auditoría interna de la Generalitat Valenciana.

Auditoría realizada por una empresa externa del fondo FEDER de comprobación administrativa y en el campo de la restauración efectuada.

Cualificación del personal

Proyecto redactado por un doctor en biología y un ingeniero de montes.

La ejecución fue dirigida por un doctor en biología. El equipo de trabajo lo formaban el personal en plantilla de las empresas ejecutoras y el personal contratado temporalmente para la obra, que eran dirigidos por un ingeniero de montes y un ingeniero técnico agrícola respectivamente.

Se desconoce la cualificación del personal sobre el terreno.

Más información

Referencias:

Dosieres divulgativos de las actuaciones de restauración ejecutadas y los resultados del seguimiento. Disponibles en:

[Eliminación de flora exótica invasora en dunas litorales del LIC Dunes de la Safor \(fase I sector Norte\)](#).
[Eliminación de flora exótica invasora en dunas litorales del LIC Dunes de la Safor \(fase II sector Sur\)](#).

Informe I de seguimiento. Año 2016. Disponible en: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172913996/2016+Informe+I+Evaluacion+de+la+restauracio+de+h%C3%A1bitats+LIC+Dunes+de+la+Safor.pdf/2e66be18-1bc2-433d-9b3b-9c31c57304a6?t=1651223645082>

Informe II de seguimiento. Año 2018. Disponible en: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172913996/2018+Informe+II+Evaluaci%C3%B3n+de+la+restauraci%C3%B3n+de+h%C3%A1bitats+LIC+Dunes+de+la+Safor.pdf/56c4dd93-b8f3-47d7-9b66-4d3c84910e66?t=1651223645082>

Además, los resultados del proyecto han sido expuestos y publicados en las «IV Jornades de Conservació de flora i funga de Olot»:

Ferrer-Gallego, P.P. *et al.* (2016) Control de flora exótica invasora a les dunes de litorals del LIC Dunes de la Safor (València). IV Jornades de Conservació de flora i funga, Olot 28, 29 i 30 novembre 2016. Disponible en: <https://mediambient.gva.es/documents/91061501/172887620/2016+P%C3%B3ster+Actuaciones+de+control+de+flora+ex%C3%B3tica+invasora+LIC+Dunes+de+la+Safor.pdf/edd5a217-9c2a-4692-a02c-48f36192d319?t=1616599027111>

Autor: Ramón García Pereira (VAERSA).



Nombre del proyecto:

CREACIÓN DE LA ESTACIÓN AMBIENTAL MADREVIEJA

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto se ubica en el término municipal de San Roque (Cádiz).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Cepsa hasta 2017 y Fundación Cepsa desde 2017.

Entidad/es socia/s del proyecto

Ornitour S. L. Empresa de Gestión Ambiental.

Delegación Provincial de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Grupo Ornitológico del Estrecho (GOES).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2008-2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Grupo IV. Industria energética.

Grupo V. Industria siderúrgica y del mineral. Producción y elaboración de metales.

Grupo VI. Industria química, petroquímica, textil y papelera.

Grupo VII. Infraestructuras.

El origen de la perturbación es múltiple: por un lado, la falta de gestión ambiental del espacio supuso el aprovechamiento indiscriminado de recursos como talas, furtivismo y sobrepastoreo. Destacan los aportes en nitratos que proceden del arroyo de la Madre Vieja, que recibe las aguas de la estación depuradora de aguas residuales (en adelante, EDAR) vecina del municipio de San Roque, que eutrofizan las aguas del arroyo de la Madre Vieja y que, cuando se desborda por fuertes lluvias, alcanza casi toda la extensión de la Estación Ambiental Madre Vieja. Finalmente, destacan las vías de comunicación, una carretera que la limita por el este y una línea de ferrocarril al oeste, y las infraestructuras al norte, con la EDAR y el punto limpio de San Roque.

De modo indirecto, en el territorio que le rodea, se encuentran grandes complejos industriales y urbanos que han provocado la desaparición de los hábitats existentes que han sido las principales líneas de restauración, como son los humedales de agua dulce y los bosques de acebuche.

Ecosistemas afectados

Bosques de acebuches (*Olea europaea* variedad *sylvestris*).

Matorrales esclerófilos.

Formaciones herbáceas naturales y seminaturales.

Hábitat de agua dulce.

Motivación para desarrollar el proyecto

En el año 2008, el Grupo Cepsa trasladó su política ambiental al exterior de sus instalaciones, con el fin de compatibilizar el desarrollo industrial con la conservación del entorno. Para ello, realizó un concurso de ideas, siendo elegido el proyecto de Ornitour.

La motivación fue la realización de proyectos para favorecer la biodiversidad de la comarca del Campo de Gibraltar, y además el objetivo concreto de este caso era demostrar que los terrenos, sin figura alguna de protección, los mal llamados «campos baldíos» —ubicados en zonas muy antropizadas, como es el caso de la finca elegida (rodeada de poblaciones, industria y con infraestructuras de comunicación y eléctricas), y que no son valorados socialmente desde el punto de vista ambiental—, sí que poseen un gran potencial como santuarios de flora y fauna, también llamados «corredores verdes» o «islas de biodiversidad».

Diagnóstico ecológico

La Estación Ambiental Madre Vieja se ubica en una vega aluvial del arroyo de la Madre Vieja, afluente del río Guadarranque, que desemboca en la bahía de Algeciras. En su zona más alta, encontramos restos rocosos del *Flysch* margo-areniscoso-micáceo de las unidades del Campo de Gibraltar; está constituido por materiales carbonatados de edad jurásica, que recuerdan más a los materiales subbéticos que afloran al norte de la provincia de Cádiz.

En su inicio en el año 2008, presentaba numerosos impactos por estar en una zona fuertemente antropizada. Cabe destacar, entre otros, el empobrecimiento y la degradación de la vegetación original por talas y sobrepastoreo, caza furtiva y residuos de obra incontrolados. La restauración fue encaminada a eliminar los impactos, restituir las comunidades originales y fomentar su uso público a fin de sensibilizar a las poblaciones locales.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Objetivo general: mejorar la biodiversidad y la calidad ambiental en terrenos de zonas muy antropizadas.

La línea inicial ha sido la restauración de ecosistemas perdidos en el arco de la bahía de Algeciras, como son las lagunas/humedales de agua dulce, y de otros ecosistemas muy deteriorados, como son los bosques de acebuche. Estas acciones son las protagonistas en los programas educativos y de divulgación, permitiendo la puesta en valor de un lugar sometido a grandes presiones y convertido en la actualidad en un importante espacio natural.

Objetivos específicos:

- Mejora de la biodiversidad.
- Eliminación de impactos.
- Mejora paisajística.
- Mejora del conocimiento.
- Programas de conservación.
- Mejora de la sensibilización ciudadana y uso público.

Ecosistema de referencia: el ecosistema de referencia son humedales de agua dulce y bosques de acebuche (*Olea europaea* variedad *sylvestris*).

La evolución de la restauración en continuo sería la siguiente:

Mejora: inicialmente se eliminaron impactos como el sobrepastoreo, furtivismo, talas, vertidos incontrolados, acceso desordenado y el paisaje degradado por impactos visuales.

Repara:

- Ordenación de la finca con área para bosques, matorral, pastizal y humedales.
- Creación de lagunas, charcas temporales y áreas encharcables.
- Saneamiento de las masas arbóreas existentes.
- Repoblación de arbolado y matorral.

Recupera: durante estos años han ido madurando las actuaciones realizadas, que son claramente medibles paisajísticamente. También se han medido los valores de biodiversidad, por ejemplo, en la madurez de los humedales y bosques, así como el incremento obtenido en el número/densidad de especies acuáticas y de bosques.

En función de los resultados que se van obteniendo, pueden aplicarse nuevas mejoras ambientales.

Restaura: para valorar el nivel de restauración obtenido tenemos herramientas como comparar con hábitats similares en otros lugares, y también cuando se asintotiza el gráfico de la riqueza específica.



Figura I. Laguna Sur. Autoría: Ornitour.



Figura I. Laguna Norte. Autoría: Ornitour.

Marco legal

Al tratarse de suelos calificados como industriales que lindan con el arroyo de la Madre Vieja, la legislación aplicable es la genérica del Estado y la Autonomía para espacios fuera de zonas protegidas y las relacionadas con aguas, como pueden ser:

- Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la Flora y la Fauna Silvestres.
- Texto Refundido de la Ley de Aguas aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, y en el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, modificado por Real Decreto 606/2003, de 23 de mayo y la Ley 9/2010 de Aguas de Andalucía, Texto Refundido de la Ley de Aguas.
- Ley 9/2010, de 30 de julio, de Aguas para Andalucía.

Acciones de restauración

Los ecosistemas de referencia son:

Bosques de acebuche (*Olea europaea* variedad *sylvestris*): ecosistema muy deteriorado y reducido en el área, por lo que los trabajos se han centrado en el saneamiento del arbolado existente, con el refuerzo de repoblaciones.

Humedales de agua dulce: ecosistemas muy extendidos en el arco de la Bahía de Algeciras y que actualmente habían desaparecido. En la restauración se pueden distinguir dos tipos:

- Charcas o encharcamiento temporales: pensados para favorecer, en especial, a los anfibios y otras especies de fauna y flora, que necesitan de medios acuáticos temporales para el desarrollo óptimo de sus poblaciones. En el caso de los anfibios son ideales, pues no pueden ser colonizadas por los peces grandes depredadores de las puestas y crías.

- Lagunas: son masas de agua muy grandes y con diferentes profundidades, usadas por infinidad de especies, en especial las aves y mamíferos como la nutria.

Para su creación, se realizó un estudio de la finca en cuanto a qué zonas tenían mayor predisposición a encharcarse, al mismo tiempo que se estudió el recorrido de las escorrentías que vienen de las laderas y se dirigen al arroyo de la Madre Vieja.

Una vez que se tuvo claro, se realizaron trabajos con maquinaria pesada (camiones, excavadoras, retroexcavadoras, etc.) para la creación de dos grandes lagunas, denominadas Laguna Norte y Laguna Sur.

Para que la obra fuese más económica, e intentando no romper el estrato impermeable del terreno, se fueron acumulando todos los áridos en la periferia de la futura laguna, creando un dique que embalsa el agua. En estos se realizaron repoblaciones de tarajes que lo fijaran, al mismo tiempo que daba protección al humedal.

Para las lagunas temporales, se aprovechó cualquier paso de escorrentías, a fin de hacer pequeñas lagunas de 100 a 300 m².

Restauración ecológica:

- Recuperación de superficie inundable, mediante la ordenación de las escorrentías, y creación de lagunas y charcas temporales.
- Ordenación y acciones para mantener áreas de bosque, matorral y pastizales.
- Instalación de posaderos para favorecer a la avifauna.
- Creación de majanos para refugio de anfibios, reptiles y mamíferos.
- Saneamiento de arboleda, y revegetación empleando especies autóctonas.
- Instalación de cajas nido y refugios para favorecer a las aves insectívoras, rapaces y murciélagos.

Restauración paisajística:

- Eliminación de residuos sólidos de la finca (escombros, tuberías en desuso y residuos urbanos).

Uso público y educación ambiental:

- Construcción de un observatorio.
- Creación de un sendero y puentes.
- Señalización informativa y descriptiva del espacio.
- Material para escolares.
- Participación en actividades de voluntariado, fotografía de naturaleza, anillamiento de aves.
- Celebración de jornadas participativas (día de los humedales, día mundial del medioambiente y visitas de carácter técnico de naturalistas).
- Creación de la página de Facebook «Estación Ambiental Madre Vieja».
- Divulgación en los medios (radio, prensa y televisión), en participación de jornadas y con publicaciones científicas.

Mejora del conocimiento:

- Inventarios de fauna y flora.
- Muestreos periódicos de flora en cada estación del año.
- Censos quincenales de aves, desde antes de las actuaciones de restauración hasta la actualidad.
- Adhesión al «Programa de Anillamientos Coordinados» del Centro de Migración de Aves (CMA) del Ministerio y la Sociedad Española de Ornitología (SEO), con el código nacional de localidad «ES6011117 Estación Ambiental Madre Vieja».
- Muestreos para anfibios y reptiles.
- Seguimiento de mamíferos, mediante foto trampeo y rastros.
- Estudio sobre quirópteros.
- Inventario de insectos, con un programa de seguimiento específico de lepidópteros (diurnos y nocturnos).
- Programas de conservación.
- Proyecto Lechuza para mejorar y fijar poblaciones en el área, con la suelta de ejemplares por el método Hacking.
- Proyecto Emys, mediante la reproducción en cautividad del galápagos europeo (*Emys orbicularis*) con el fin de realizar sueltas, para la creación de nuevas poblaciones en el Campo de Gibraltar.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Administraciones públicas (regional y local):

- Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul de la Junta de Andalucía.
- Delegación Territorial de Cádiz: para las autorizaciones y supervisión de trabajos y proyectos.

Universidades y centros de investigación:

- Murcia (Facultad de Veterinaria. Departamento de Zoología y Antropología física): ayuda en la identificación de especies de mariposas nocturnas.
- Gibraltar (Museo de Historia Natural): en los trabajos de quirópteros.

Organizaciones no gubernamentales y sociedad civil:

- Grupo Ornitológico del Estrecho (GOES): para el anillamiento científico de aves.
- SEO BirdLife: para el anillamiento científico de aves.
- Sociedad civil: naturalistas y fotógrafos de naturaleza, aportando información de fauna y flora.

Seguimiento de la RE

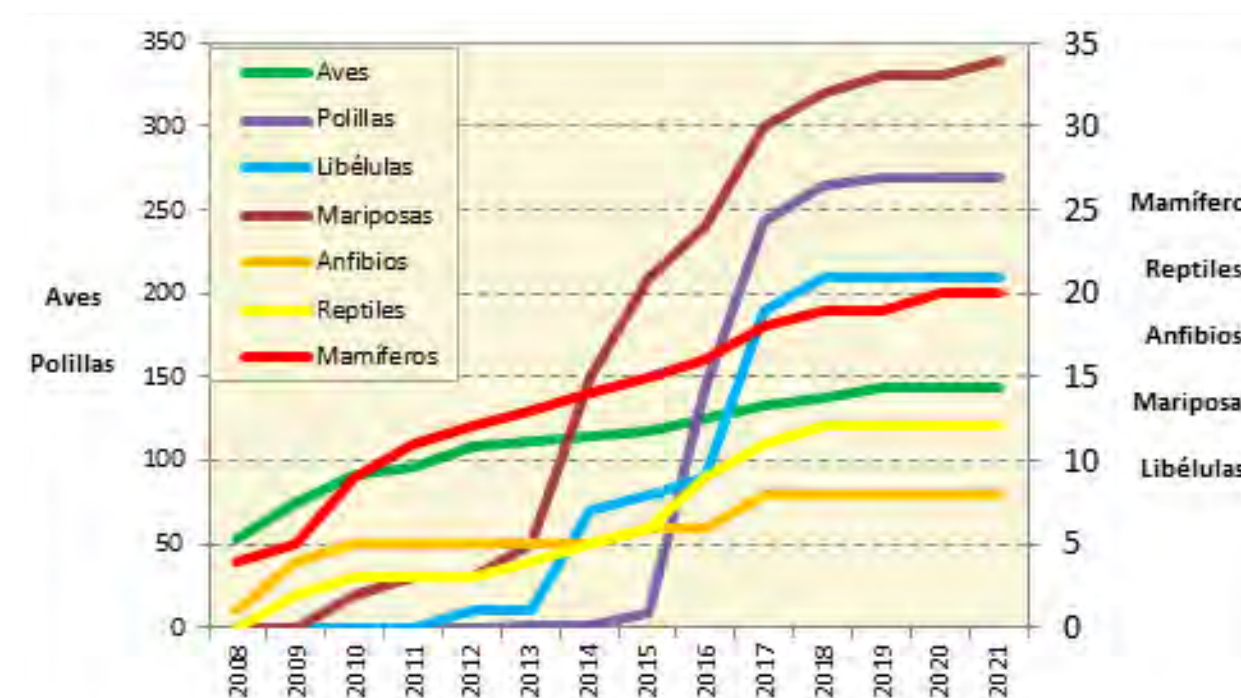
La restauración inicial tuvo un rápido efecto en el grupo de las especies asociadas a medios acuáticos (aves y anfibios), ya que su maduración es mucho más rápida que, por ejemplo, la de los medios boscosos, como el acebuchal, en el que también se ha notado un incremento de especies de aves forestales, pero sólo en los últimos años.

La tendencia de la riqueza específica de cada grupo va a ir frenando el aumento y las causas son variadas, como que no existan más especies, tal es el caso de los anfibios, y también puede ser debido a que el lugar no reúna las condiciones necesarias, como es el caso de los mamíferos.

Con una adecuada gestión y mantenimiento, unidos a la madurez de los ecosistemas creados, paulatinamente el número de especies seguirá incrementándose.

Por el momento se han inventariado 859 especies de flora (240) y fauna (618), y estas cifras están en continuo aumento por los muestreos que se realizan y por el material pendiente de identificación.

En la flora predomina el acebuche (*Olea europaea* variedad *sylvestris*) en cuanto al porte arbóreo, también el grupo de las orquídeas, la leguminosa *Ononis alopecuroides*, incluida en el *Libro Rojo*, y el *Dipsacus comosus*, de la cual se conocen tres localizaciones en la comarca del Campo de Gibraltar.



Gráfica 1. Incremento acumulado de especies por años de algunos de los grupos de los que se realiza seguimiento continuado en la Estación Ambiental Madre Vieja.

De invertebrados se han inventariado 426 especies, siendo el grupo de los lepidópteros el **más abundante de la** estación ambiental, con 34 especies de mariposas diurnas, 60 % de las que hay en la comarca del Campo de Gibraltar, y de nocturnas con 269 especies, en la que está la especie más importante en cuanto a conservación de la estación ambiental: la esfinge proserpina (*Proserpinus proserpina*), especie catalogada como de interés comunitario.

Las libélulas son otro grupo con importante representación, con el 44,2 % de las especies (21) de la comarca del Campo de Gibraltar.

También tenemos los anfibios (8) y los reptiles (12), que representan respectivamente el 80 % y 54,5 % de las especies de la provincia de Cádiz.

De aves se llevan inventariadas 144 especies (56,5 % de la comarca del Campo de Gibraltar), con un incremento de 69 desde la restauración, y con 27 catalogadas como amenazadas.

Los mamíferos están representados por 20 especies, que suponen el 62,5 % de las especies de la provincia de Cádiz. La estación ambiental reúne las condiciones apropiadas para ellas. Debemos destacar el grupo de los carnívoros, representado por el 100 % de las especies (7) de la comarca del Campo de Gibraltar.

Mantenimiento

El objetivo de los trabajos de mantenimiento es la salvaguarda de la biodiversidad. Sin estos trabajos, y en un corto plazo de tiempo, el acebuchal se extendería por toda la Estación Ambiental Madre Vieja, reduciendo drásticamente las especies herbáceas y, con el tiempo, mucho del matorral, homogeneizándose el lugar.

A falta de especies herbívoras silvestres o domésticas como el ganado, la gestión del mantenimiento en la estación crea programas adaptados a los resultados, con el fin de garantizar que el mosaico de hábitats no desaparezca e incluso mejore.

Las acciones que se llevan anualmente en el mantenimiento son la siega y el desbroce para mantener las áreas de pastizal, la poda y el saneamiento del arbolado, y mantenimiento del cortafuegos. También cada 4-5 años se realiza una limpieza de vegetación y retirada de sedimentos en las dos lagunas.



Figura III. Prados y acebuches.
 Autoría: Ornitour.

Desviaciones

Una de las primeras actuaciones llevadas a cabo, en aquella primera fase del proyecto, antes de la creación de la estación ambiental, fue la creación de varias lagunas en la denominada como Laguna Norte. Allí se creó un dique más elevado con la propia tierra extraída de la Laguna Sur con el fin de conseguir asentar una colonia de abejarucos en el talud vertical. Esta idea no prosperó, al tratarse de suelos de bujeo rico en nutrientes y semillas, por lo que no fue óptimo para tal fin y se recondujo este dique elevado para crear un seto de sauces y que su altura tuviese un valor como pantalla verde.-

No terminan de asentarse poblaciones de macrofitos en las lagunas, posiblemente por la desproporcionada población de cangrejo de río.

Se ha dado la aparición de especies exóticas, como el galápagos de Florida o la gambusia (pez).

Evaluación final

Mejora de la biodiversidad:

- Creación de humedales: 2 lagunas, 3 charcas y zonas inundables.
- Repoblado con especies vegetales autóctonas y saneamiento del arbolado existente.
- Aumento del número de especies desde la restauración, destacando las aves con 69 especies nuevas.
- Presencia de fauna amenazada: 1 mariposa nocturna, 1 pez, 27 aves y 1 mamífero.

Eliminación de impactos:

- Sobrepastoreo.
- Furtivismo.
- Talas.
- Vertidos incontrolados.
- Acceso desordenado.
- Paisaje degradado. Impactos visuales.

Mejora del conocimiento:

- Inventarios periódicos (estacionales) de flora (2010-2022).
- Inventario de insectos, con programa de seguimiento específico de lepidópteros diurnos (2010-2022) y nocturnos (2015-2022).
- Inventario de anfibios y reptiles (2010-2022).
- Censos quincenales de aves (2009-2022).
- Creación de una estación ornitológica adherida al «Programa de Anillamientos Coordinados» con el código nacional de localidad «ES6011117 Estación Ambiental Madre Vieja» (2014-2022).
- Seguimiento de los mamíferos presentes mediante foto trapeo (2013-2022).
- Inventario de quirópteros (2018-2022).

Programas de conservación:

- Proyecto Lechuza para la mejora y fijación de nuevas poblaciones en el área, con la suelta de ejemplares por el método Hacking.
- Proyecto Emys, con la reproducción en cautividad del galápagos europeo (*Emys orbicularis*), con el fin de realizar sueltas para la creación de nuevas poblaciones en el Campo de Gibraltar.

Mejora de la sensibilización ciudadana y uso público:

- Divulgación entre escolares y adultos (superando las 10.000 visitas en 2022).
- Construcción de un observatorio para aves.
- Construcción de dos puentes.
- Creación de un sendero de 1.248 m lineales.
- Instalación de mobiliario (bancos, mesas, papeleras y paneles interpretativos).

Persistencia de la zona restaurada

Los resultados obtenidos han permitido mantener un acuerdo de conservación de gran envergadura, que se prolonga más de doce años, con la creación de la estación ambiental Madre Vieja, como lugar de investigación y análisis para la mejora de la biodiversidad, para que puedan ser aplicadas en otros lugares.

El hecho de que la Estación Ambiental Madre Vieja esté ubicada en terrenos propiedad de la compañía hace que su continuidad esté garantizada por la propia empresa Cepsa y Fundación Cepsa.

Presupuesto y financiación

La restauración inicial (2009 a 2010) disponía de un presupuesto de 185.000 €, y los trabajos posteriores de mantenimiento/mejoras, conservación, investigación y divulgación han contado con 350.000 €.

Fuente de la financiación: CEPESA y Fundación Cepsa.

Sistemas de control

Se está analizando en base al estándar de Soluciones Basadas en la Naturaleza de la UICN y se prevé su verificación por dicha entidad a lo largo de 2022 y 2023.

Cualificación del personal

Las labores de restauración y conservación son lideradas por David Barros, biólogo, y David Ríos, técnico en gestión ambiental, ambos con veintiocho años de experiencia en la consultoría ambiental. Han participado en numerosas ponencias e impartidos cursos de formación y editado numerosas publicaciones, destacando como autores de las primeras guías de aves específicas de un territorio en España, como son la *Guía de Aves del Parque Natural Sierra de Grazalema* (1998) y *Guía de Aves del Estrecho de Gibraltar* (2002). Además, han sido durante once años auditores de la Audubon Society en el campo de golf de Valderrama, en San Roque, Cádiz. Su empresa, Ornitour, es colaboradora de la Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul de la Junta de Andalucía, en los departamentos de Conservación de la Flora y Fauna para el manejo e investigación con especies amenazadas (en los proyectos de recuperación de la lechuza común y del galápago europeo, en la Estación Ambiental Madre Vieja, de la Fundación Cepsa). Han realizado numerosas asistencias técnicas para dicha consejería de conservación y educación Ambiental, con la creación de rutas, infraestructuras, centros de interpretación de la naturaleza y elaboración de material educativo y divulgativo. En turismo ornitológico, son pioneros con infinidad de trabajos para los GDR (fondos Lider).

Para los trabajos de restauración y mantenimiento se cuenta con empresas de maquinaria pesada; y para los inventariados de fauna y flora colaboran profesionales y naturalistas especialistas en distintas materias (ornitólogos, herpetólogo, entomólogo y botánico).

Más información

Autoría: Fundación Cepsa y David Barros (Ornitour).



Nombre del proyecto

BUENAS PRÁCTICAS PARA LA CONSTRUCCIÓN DEL FORO ECOÁREAS EN LA PUNTA DEL HIDALGO

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Dirección General de Ordenación y Promoción Turística. Consejería de Turismo, Industria y Comercio (Gobierno de Canarias).

Entidad/es socia/s del proyecto

Grupo Motor de la Plataforma en Defensa de la Costa.

Asociación Mosaico Canarias.

Fundación CREASVI.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

El proceso se inició en el año 2018 y continúa.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Grupo III. Industria de productos alimentarios.

Grupo VIII. Ingeniería hidráulica y de gestión del agua.

Grupo IX. Tratamiento y gestión de residuos.

Ecosistemas afectados

Hábitat costero y vegetación halófila.

Periurbano.

Zonas agrícolas.

Motivación para desarrollar el proyecto

Lo que se pretende es promover, a través de materiales audiovisuales, la implementación de metodologías participativas para dinamizar y evaluar entornos costeros, impulsando usos turísticos basados en el aprovechamiento sostenible del patrimonio natural apoyados en la participación activa de la sociedad, generando procesos de colaboración y consenso para una gobernanza más sólida y duradera. A través de la realización de audiovisuales participativos como propuesta de acción social, se busca promover y difundir procesos sociales que fomenten la participación de los vecinos y las vecinas de la Punta del Hidalgo (Municipio de San Cristóbal de La Laguna) en el proyecto Ecoáreas-mardetodos.

Diagnóstico ecológico

Ante el desarrollo urbanístico con fines turísticos desenfrenado en algunas zonas del archipiélago que atenta contra el patrimonio natural, cultural y socioeconómico de las islas, se plantea un modelo de desarrollo sostenible.

El proyecto Ecoáreas-mardetodos se ha ido desarrollando en el archipiélago de Canarias, con la colaboración activa de diversas instituciones locales, organizaciones de la sociedad civil, además de agentes privados vinculados a muy diversos sectores (educación, hostelería o turismo activo, entre otros). El objetivo del proyecto es mejorar la calidad de vida de la población costera de la Punta del Hidalgo en el municipio de San Cristóbal de La Laguna. Este objetivo está vinculado de forma directa a una estrategia de gestión integrada, donde esos colectivos sociales pudieran estar presentes en el proceso de diseño e implementación de las futuras ecoáreas, a través de diversas acciones. Una ecoárea es un espacio delimitado en el litoral que puede implicar tanto áreas marinas como terrestres, cuya creación tiene como finalidad fomentar la mejora de la gestión de la zona delimitada y el incremento de la calidad de vida de quienes la habitan. De hecho, surgen o son propuestas a través de la participación coordinada de diversos grupos interesados en el litoral. Aunque la posterior puesta en marcha de la futura red de ecoáreas va a depender de las sinergias que se establezcan entre la ciudadanía y las administraciones con competencias en la materia, aspirando a que el desarrollo de las propias ecoáreas favorezca o contribuya específicamente a mejorar las posibles relaciones preexistentes entre ellos, así como a mejorar la armonía entre los usos, directos e indirectos, desarrollados por los múltiples grupos y la gestión global del entorno, para alcanzar las metas de sostenibilidad de las prácticas turísticas en el archipiélago canario.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Las actividades diseñadas en el proyecto están centradas en la búsqueda de reducción de impacto en la zona de la Punta del Hidalgo a través de la participación de la ciudadanía en espacios de gestión y toma de decisiones conjunta que se plasman en un producto audiovisual para tal fin. Por lo tanto, se enclavan en la mejora en la gestión de espacios seminaturales.



➤ **Figura 1.** La Punta del Hidalgo constituye una pequeña llanura litoral que contacta con el macizo de Anaga, alineación montañosa al norte de Tenerife que articula el Parque Rural de Anaga. En la imagen, la Punta del Hidalgo al fondo desde el macizo de Anaga.
Autor: Antonio Tortosa.

Marco legal

Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, y legislación canaria pertinente de turismo sostenible, entre otras.

Acciones de restauración

La realización de vídeos participativos permite que las personas que participan en el proceso creativo analicen la sociedad que las rodea y se impliquen en la promoción de la justicia social, la sostenibilidad, la equidad de género, la defensa de los derechos humanos y, en este caso, la concienciación del cuidado del entorno y las relaciones para el fomento de un turismo sostenible y comunitario en la zona de la ecoárea de la Punta del Hidalgo.

En el proceso de los vídeos participativos, la preocupación está centrada en el proceso grupal. Lo esencial es el trabajo de reflexión colectiva. La idea que hay detrás es que hacer un vídeo es fácil y accesible y es una gran manera de unir a la gente para explorar temas, preocupaciones y buscar mejorar la calidad de vida en el territorio. Para llevar a cabo el proyecto se siguieron las siguientes fases de trabajo:

- Diagnóstico inicial. Hay tres momentos que definen esta primera fase del vídeo participativo:
 - Creación de grupos y asignación de roles.
 - Mapeo de historias.
 - Reconocimiento físico del contexto y del potencial social (el barrio, la calle, las casas, los negocios locales, la cofradía de pescadores, agentes políticos y sociales, etc.).
- Creación y diseño participativo del guion a partir de las narrativas locales.
- Producción del vídeo (grabación, edición y montaje).
- Validación del producto audiovisual por parte del grupo.
- Proyección colectiva y divulgación.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Talleres con metodologías participativas para el seguimiento de todo el proceso.

Seguimiento de la RE

Se ha conseguido la restauración ecológica del paseo del Faro y de San Juanito, eliminando el tráfico rodado y la declaración de uso público de la piscina natural de la Sociedad Privada Charco de la Arena, con el apoyo del Ayuntamiento de La Laguna y del Ministerio de Transición Ecológica.

Mantenimiento

Se ha constituido el Foro Ecoáreas para el seguimiento, formado por el ayuntamiento, asociaciones locales, Cofradía de Pescadores, clubs surfers, comerciantes, colegio, Grupo Motor en Defensa de la Costa, etc.

Desviaciones

La pandemia interrumpió la posibilidad de reuniones presenciales.

Los retrasos en la adjudicación del concurso público de ecoáreas alteró la presencia de forma regular de las personas dinamizadoras.

El Grupo Motor logró mantener el proceso a pesar de las dificultades.

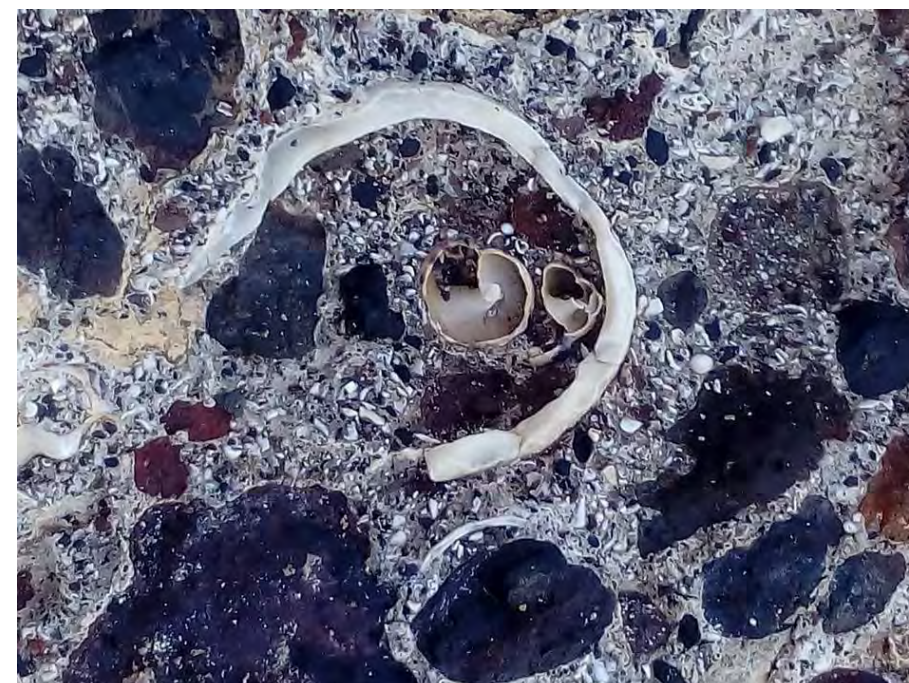
Evaluación final

Los objetivos del proyecto se han alcanzado, siendo los mismos:

- Visibilizar buenas prácticas para la promoción de un turismo sostenible y comunitario en la Punta del Hidalgo (municipio de San Cristóbal de La Laguna).
- Consolidar un espacio de participación ciudadana en la Punta del Hidalgo (municipio de San Cristóbal de La Laguna).



➤ **Figura II.** Desarrollo de un taller del Foro Ecoáreas. **Autor:** Antonio Tortosa.



➤ **Figura III.** Al igual que este aglomerado marino, donde todos los organismos con concha tienen su espacio, en las ecoáreas se pretende que la sostenibilidad de las actividades económicas surja y se desarrolle por iniciativa de la población local, formando parte activa de ese tejido económico, social y ambiental y su gobernanza. **Autor:** Antonio Tortosa.

Persistencia de la zona restaurada

El Proyecto Ecoáreas-mardetodos se sostiene, entre otras acciones, gracias al impulso de la ciudadanía implicada. En ese sentido, el Grupo Motor del proyecto y la entidad financiadora han dado continuidad al trabajo manteniendo su presencia en la Punta del Hidalgo, ampliando alianzas con otras entidades de la zona entre las que destaca el Colegio de La Punta con su comunidad educativa (profesorado, alumnado y familias).

Presupuesto y financiación

El proyecto ha sido financiado por la Dirección General de Ordenación y Promoción Turística de la Consejería de Turismo, Industria y Comercio (Gobierno de Canarias).

Sistemas de control

No se ha utilizado ningún tipo de certificación.

Cualificación del personal

El equipo de trabajo tiene formación y experiencia en metodologías participativas y pedagogía social y en diseño, elaboración y edición audiovisual.

Más información

Webs:

- <https://www.ecoareasmardetodos.org/>
- <https://www.mosaicoaccionsocial.org/>
- <https://fundacioncreasvi.org/>
- <https://www.youtube.com/watch?v=7aPfmTAHpyE>
- <https://www.youtube.com/watch?v=0ZbtBRi4dp4>

Autoría: Asociación Mosaico Canarias.



Nombre del proyecto

ECOASTILLERO XXI

Localización/Ámbito de actuación

Astillero (Cantabria).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Ayuntamiento de Astillero.

Entidad/es socia/s del proyecto

SEO BirdLife.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1999-2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

A lo largo del siglo XX el municipio de Astillero ha sufrido un proceso continuo de degradación ambiental provocado por el desarrollo industrial y minero y, posteriormente, por el crecimiento urbano, que ha transformado gran parte del territorio municipal. Este desarrollo ha dejado tras de sí una serie de espacios postindustriales caracterizados por su degradación ecológica, pero paradójicamente con un enorme potencial desde el punto de vista de la restauración ambiental.

Por tanto, la causa de la degradación estaría en los siguientes grupos:

Grupo II. Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.).

Grupo VII. Infraestructuras (carreteras, ferrocarriles, canales, puertos, aeropuertos, tendidos eléctricos de alta tensión y gasoductos).

Ecosistemas afectados

Principalmente hábitats costeros y de vegetación halófila. Concretamente superficies intermareales de la bahía de Santander pertenecientes al hábitat de estuario, así como zonas de vegetación halófila, y zonas de campiña cantábrica.

Motivación para desarrollar el proyecto

A finales de los años noventa del siglo pasado surgió en varios municipios de la bahía de Santander un interés por recuperar muchos de los espacios de esta bahía transformados y ocupados por el desarrollo industrial y urbano de las décadas anteriores. De alguna manera se había despertado en estas localidades una conciencia del daño infligido por este crecimiento económico y de la necesidad de volver a conectarse con esa bahía común de la que se habían separado. El Plan ecoASTILLERO XXI nació, así, para dar una segunda oportunidad a estos espacios y convertirlos en áreas naturales para la gente y la biodiversidad de este municipio. Sin duda, la cooperación de más de dos décadas entre el municipio de Astillero y SEO BirdLife ha permitido que se alcancen de manera sobresaliente ambos objetivos, y que hoy día Astillero se haya convertido en un municipio de referencia en la restauración de áreas degradadas y su transformación en nuevos espacios para la gente y la naturaleza.

Diagnóstico ecológico

Los espacios restaurados en el marco del Plan ecoASTILLERO XXI suman más de 70 ha en tres ámbitos. Su diagnóstico ecológico al inicio del proyecto era el siguiente:

Fragmentación y pérdida de hábitats naturales. La ocupación y relleno de amplias superficies de marismas para su destino a actividades industriales o como depósitos de los estériles de la minería había provocado la desaparición de las antiguas zonas húmedas que rodeaban el municipio.

Vertidos y residuos. Muchas de las zonas alteradas se habían convertido en vertederos de inertes y escombros.

Proliferación de especies exóticas invasoras. Principalmente plumero de la pampa (*Cortaderia selloane*), que en estas enormes superficies de suelos degradados encuentran un sustrato ideal para asentarse. También chilca (*Baccharis halimifolia*) y bambú japonés (*Fallopia japonica*). En algunas zonas se plantaron acacias (*Robinia pseudoacacia*) para estabilizar las balsas de decantación.

Falta de conciencia ecológica entre los vecinos del municipio. El enorme crecimiento poblacional de Astillero se había producido a costa de la llegada de nuevos vecinos vinculados a las industrias de la zona y que no tenían un conocimiento de su entorno y carecían de una cultura ambiental.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Al tratarse de zonas altamente transformadas por la actividad industrial y urbana, el objetivo planteado de restauración ha sido el de la renaturalización y restauración ambiental, tomando como referencia los hábitats típicos de estas zonas costeras. En el caso de la marisma Blanca, se ha conservado parte de las singularidades de la transformación sufrida, como ha sido la de constituirse en una de balsa de agua dulce aislada de la influencia mareal. Aquí se ha potenciado el hábitat «laguna litoral», muy escaso por cierto en los estuarios cantábricos. En el caso de la marisma Negra, sí se ha logrado establecer una dinámica natural al conectarla con el estuario de la bahía de Santander. En este caso, con parte de los materiales de relleno se han conformado isletas artificiales para favorecer el descanso y la nidificación de las aves acuáticas. Para la zona de Morero, al tratarse de rellenos imposibles de quitar, se ha buscado generar un bosque mixto cantábrico con abundante sotobosque y alta diversidad vegetal.

Marco legal

Una de las singularidades del Plan ecoASTILLERO XXI es que es el resultado de la colaboración entre el Ayuntamiento de Astillero y una asociación conservacionista, en este caso SEO BirdLife. El estudio, la conservación y la restauración de los espacios naturales de Astillero se han desarrollado a través de lo que se denomina un «Acuerdo de Custodia del Territorio». La mayoría de las acciones de restauración se han hecho en el marco de la Ley 2/2013, de 29 de mayo, de protección y uso sostenible del litoral y de modificación de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, ya que se trata en su mayor parte de terrenos incluidos en el dominio público.

Acciones de restauración

Planificación. El proyecto ecoASTILLERO XXI se ha desarrollado a lo largo de dos décadas y mediante la ejecución de siete proyectos de restauración. Para cada uno de ellos se redactó un proyecto con una completa memoria que indicaba la situación y diagnóstico de la zona, inventario ambiental, acciones a ejecutar, presupuesto y plan de seguimiento.

Restauración geomorfológica. En muchas de las zonas se ha procedido a remodelar el terreno para generar formas más naturales y facilitar la revegetación, caso de las orillas de las marismas y arroyos, así como en la zona de rellenos de Morero. La remodelación ha buscado siempre perfiles del terreno con pendientes más suaves; esto se ha llevado a cabo mediante el uso de maquinaria pesada. Se ha aprovechado para generar zonas húmedas en áreas donde se acumulaba el agua mediante excavación de charcas y lagunas. En el caso de la retirada de diques en marismas, con los restos se ha procedido a la construcción de islas para favorecer el descanso y la reproducción de las aves acuáticas.

Eliminación de infraestructuras y retirada de rellenos. Consistente en la retirada de rellenos sobre las antiguas marismas, así como antiguas estructuras industriales.

Eliminación de especies invasoras. Una de las características que presentaban las zonas restauradas era que estaban casi al completo cubiertas de la especie invasora plumero de la pampa (*Cortaderia selloana*). Por este motivo, la mayoría de los trabajos de restauración han incluido la retirada y eliminación de esta especie invasora.

Restauración de la vegetación. Una vez conformado el terreno, se ha realizado un trabajo fundamental de revegetación consistente en la generación de praderas mediante siembra y uso de *mulch* (consistente en esparcir restos de siega de praderas ya existente para favorecer la presencia de mayor riqueza de plantas), así como la plantación de más de 25.000 árboles y arbustos.

Conformación de sendas e infraestructura de uso público. El objetivo del proyecto también ha sido crear nuevos espacios naturales para el disfrute de los vecinos de Astillero y, por lo tanto, todos los proyectos ejecutados contenían sendas y caminos para el público. De este modo, hoy la red de espacios ecoASTILLERO XXI dispone de más de 11 km de sendas y carriles bici.

[Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses](#)

Educación ambiental. Todos los escolares del municipio de Astillero participan cada año en el programa educativo, que tiene como escenario los espacios restaurados. Se realizan actividades de identificación de aves, vida en la charca para conocer los anfibios e invertebrados acuáticos y plantaciones de árboles.

Divulgación. En el marco del acuerdo de custodia del territorio que mantienen SEO BirdLife y el Ayuntamiento de Astillero se dedica un esfuerzo importante a través de medios de comunicación y redes sociales de divulgar el día a día del proyecto. Además, se organiza desde el año 2012 un certamen anual de fotografía, y hay un programa continuo de rutas guiadas para el público en general. Se han elaborado paneles informativos, así como folletos divulgativos. Desde 2019 hay también una *webcam* para observar en directo la reproducción del charrán común.



➤ **Figura I.** Vista aérea del complejo de marismas restauradas en Astillero (Cantabria). En la parte superior, la marisma Negra, de carácter intermareal, y, en la parte inferior, la marisma Blanca, laguna litoral de agua dulce. **Autoría:** SEO BirdLife.



➤ **Figura II.** Para amortiguar el impacto de la construcción del polígono industrial de Morero, se restauró todo el talud de la antigua balsa que ocupa con la plantación de más de 40.000 árboles, que se ha transformado en la actualidad en un corredor verde junto a la ría de Solía. **Autoría:** SEO BirdLife.

Voluntariado ambiental. El voluntariado ambiental ha sido una actividad crucial en este proyecto, con el que se realizan diversas acciones de conservación y mejora ambiental. De este modo, los voluntarios participan en la plantación de árboles, recogida de residuos, elaboración de cajas nido, construcción de charcas para anfibios o eliminación de especies invasoras.

Centro de Estudios de las Marismas. Desde el año 2007, ecoASTILLERO XXI dispone de una sede que gestiona SEO BirdLife, donde se realizan todas las actividades educativas y divulgativas, así como la coordinación de todas las labores de gestión, mantenimiento y seguimiento. Se trata de un edificio situado a la entrada de las marismas Negras.

Seguimiento de la RE

Existe un programa de seguimiento de indicadores desde el año 1999, principalmente focalizado en el seguimiento de aves, a través de censos de las aves acuáticas. También se realiza un seguimiento de los anfibios para conocer el efecto de las charcas acondicionadas. El seguimiento científico realizado por SEO BirdLife en las 70 ha restauradas ha registrado hasta la fecha 6 especies de reptiles, 8 especies de anfibios, 25 especies de mamíferos y más de 160 especies de aves.

Asimismo, se llevan a cabo encuestas periódicas a los usuarios de estos espacios para conocer su grado de conocimiento, así como sus sugerencias o quejas.

Mantenimiento

Existe un plan de manejo de los espacios naturales de ecoASTILLERO XXI, donde se indican las principales tareas de gestión y mantenimiento. El Ayuntamiento dispone de una cuadrilla de unos siete operarios dedicada en exclusiva a esta tarea. Su trabajo está coordinado por SEO BirdLife e incluye labores de siega y gestión de la vegetación, control de especies invasoras, recogida de residuos, plantación de árboles y reparación y mantenimiento del mobiliario de uso público.

Desviaciones

Al tratarse de un proyecto con más de dos décadas de desarrollo ininterrumpido, en muchos casos se han podido corregir y mejorar las restauraciones realizadas cuando se ha detectado que no se estaban alcanzando los objetivos deseados. Las principales lecciones de este proyecto han consistido en que: i) la restauración ambiental no es una disciplina rígida y se debe, por tanto, contar con mecanismos que permitan corregir las desviaciones que se puedan producir en el transcurso del tiempo; y ii) la necesidad de contar con un seguimiento y mantenimiento posterior sobre todo cuando se trabaja con especies invasoras.

Evaluación final

El resultado final del proyecto, a lo largo de dos décadas de trabajo, ha sido la creación de una red de espacios naturales de unas 70 ha que incluyen marismas y áreas forestales, todas ellas conectadas a través de una red de más de 11 km de sendas, lo que ha permitido que los vecinos de Astillero dispongan de un acceso cercano a la naturaleza. Cabe destacar que el Gobierno de Cantabria tramita en estos momentos su inclusión en la red de espacios protegidos de Cantabria mediante su declaración como área natural de interés (ANEI), lo que sin duda confirma el objetivo de la restauración ambiental de estos espacios periurbanos.

Persistencia de la zona restaurada

Todos los espacios que forman parte de la red ecoASTILLERO XXI son propiedad municipal y forman parte de su red de espacios públicos, lo que garantiza el acceso a los terrenos y el mantenimiento de los mismos. Además, y para reducir los costes de mantenimiento, varias zonas se gestionan mediante el pastoreo dirigido, es decir, mediante acuerdos con propietarios de ganado del entorno (ovejas, burros y caballos).

Presupuesto y financiación

El presupuesto del proyecto a lo largo del periodo 1999-2020 ha sido de casi 13 millones de euros. La mitad de ese presupuesto proviene de fondos destinados a la contratación de desempleados, más de quinientos, que se han encargado de las labores de restauración y conservación, así como del mantenimiento. La otra mitad han sido proyectos ejecutados o subvencionados por la Administración regional a través de la Consejería de Medio Ambiente o la Administración estatal a través de la Demarcación de Costas. La Fundación Biodiversidad y la Federación Española de Municipios y Provincias (FEMP) también han financiado varias actuaciones.

Sistemas de control

Cualificación del personal

La dirección técnica de todos los trabajos ha recaído en personal de SEO BirdLife con diferente grado de cualificación y especialización. Además, participan en su diseño personal técnico del Ayuntamiento, caso del aparejador y el arquitecto municipal. Los trabajos manuales de restauración y mantenimiento lo realizan cuadrillas de operarios con calificación de peón, capataz forestal y jardinero. En el caso del empleo de maquinaria pesada (excavadoras/tractores), esta se utiliza a través de empresas externas especializadas.

Más información

Web: <https://www.facebook.com/ecoastillero.veintiuno>

Autor: Felipe González Sánchez (Delegado Territorial de Cantabria de SEO/BirdLife).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE ESPACIOS AGRARIOS ESTEPARIOS

Localización/Ámbito de actuación

En los términos municipales de Cillas y Tortuera, en la provincia de Guadalajara.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Naturgy y ENEL Green Power, responsable desde el diseño de las acciones de conservación dentro del Plan de Acción de Biodiversidad (en adelante, PAB) y promotora de la ejecución de las acciones de dicho PAB.

Entidad/es socia/s del proyecto

Se contó con las siguientes entidades durante la correcta ejecución y desarrollo del proyecto:

- Fundación Global Nature (en adelante, FGN) (entidad de custodia).
- Biodiversity Node (supervisora de las acciones).
- Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (en adelante, JCCM) (autoridad competente).
- Expertos nacionales que participaron en el diseño de los indicadores de seguimiento: Juan Traba (UAM), Juan Luis Aguirre, Juan Lucas Collado (JCCM, experto en cultivo de lavandín), Alejandro Aparicio (UAH), Alberto Larrán (UAH), Gerardo López (agente medioambiental), Eugenio Fuertes (agente medioambiental), Eladio García (UAM), Javier Sampietro (SARGA), Jorge Meltzer (experto ornitólogo).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

La ejecución de las acciones de cultivo de lavandín y custodia agraria del PAB dio inicio en junio de 2018 hasta diciembre de 2022, siendo posteriormente renovado por dos años más (hasta 2025).

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo IV. Industria energética (centrales térmicas, nucleares, parques solares y eólicos).

Nudo de Fuentelsaz: Parque eólico Peña I, San Gil y Loma Gorda, situados al norte de Molina de Aragón (municipios de Fuentelsaz y Tartanedo, fundamentalmente) operados por Naturgy y dos parques: Peña II y El Picazo, estos últimos gestionados por Enel Green Power.

Ecosistemas afectados

Los ecosistemas que ofrece este paraje, debido a sus características y climatología, hacen que estos lugares sean prioritarios en la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats), incluyéndose este lugar dentro de la ZEC/ZEPA «Lagunas y Parameras del Señorío de Molina» (Código ES4240023). Algunas de las especies de aves a destacar son la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*), la terrera común (*Calandrella brachydactyla*), la avutarda (*Otis tarda*) o la ganga ortega (*Pterocles orientalis*), todas ellas incluidas en el anexo I de la Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (*Directiva Aves*).

Tipos de hábitat de interés comunitario:

- 4090. Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga. Matorrales pulvinulares.
- 6170. Pastos de alta montaña caliza.
- 3170. Charcas temporales mediterráneas.
- 3140. Aguas oligo-mesotróficas calcáreas con vegetación de *Chara spp.*
- 3150. Lagos y lagunas eutróficas naturales, con vegetación *Magnopotamion* o *Hydrocharition*.
- 3110. Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo de las llanuras arenosas (*Littorelletalia uniflorae*).

Motivación para desarrollar el proyecto

Más allá del imperativo legal y en el ámbito de su estrategia de medio ambiente, Naturgy puso en marcha un plan de acción de biodiversidad buscando no sólo dar cumplimiento a las condiciones impuestas por las correspondientes declaraciones de impacto ambiental (en adelante, DIA) (resoluciones del 25 de julio de 2008), sino también llevar a cabo una gestión proactiva de sus impactos, tanto a nivel ambiental como a nivel social. Para elaborar el PAB se realizó un diagnóstico ecológico y social, vinculando a los grupos de interés, y se definieron medidas de mitigación de impactos (gestión adaptativa) no previstas en las DIA y de carácter voluntario por parte de Naturgy. Se planificaron medidas de restauración (financiables con los fondos derivados de pagos compensatorios de estas mismas DIA) y se creó una vía para la colaboración entre la empresa, las autoridades competentes, científicos, organizaciones no gubernamentales y población local, con un objetivo común de conservación de biodiversidad y con un modelo de gobernanza vinculado al territorio orientado a no pérdida neta (NNL por sus singlas en inglés de *No Net Loss*). Estas medidas también fueron consultadas con expertos y, una vez modificada la DIA, en 2018 Naturgy subcontrató la puesta en marcha del PAB.



➤ **Figura 1.** Reunión con expertos mantenida en 2018.
Autoría: FGN.

Diagnóstico ecológico

Las aves esteparias de este espacio Red Natura 2000 muestra tendencias negativas, por lo que el PAB planteó el objetivo de mejorar el hábitat: altos páramos desabrigados a más de 1.200 m., con valles escarpados a favor de la composición litológica, una red hidrológica superficial (cuenca hidrográfica del Ebro) y salpicadas en el territorio numerosas lagunas estacionales como principales elementos naturales en un paisaje modelado por el uso tradicional ganadero (en regresión) y cultivos cerealistas modelados (actualmente muy intensificados).

El ámbito de actuación es, por tanto, este territorio donde las estepas cerealistas suponen aproximadamente 34.000 ha. Y donde la transformación de usos del suelo (casi el 50 % del territorio) y su intensificación en las últimas décadas han mermado las poblaciones de aves esteparias.

El objetivo definido junto con expertos se concreta en reducir el cultivo de cereal en la zona, diversificando el paisaje, fomentando el cultivo de lavandín e introduciendo la agricultura ecológica como herramienta de gestión agraria que ayude a la conservación de la biodiversidad y actúe como zonas tampón para reducir la presión agraria, mitigando así el impacto que esta provoca y amortiguando las malas prácticas agrícolas y ganaderas.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo general es la restauración del hábitat del entorno de instalaciones eólicas en el marco de la jerarquía de mitigación de impactos, y los objetivos específicos son:

- Mejorar la conectividad y el estado de las poblaciones de aves esteparias, en torno a la ZEC Señoríos de Molina.
- Aumentar la disponibilidad y calidad del hábitat disponible para las aves esteparias, y creación de zonas de alimentación, refugio y/o nidificación que favorezcan a estas especies.

Objetivo transversal: mejorar los servicios ecosistémicos de aprovechamiento (ganadería y agricultura) y la percepción de los habitantes locales de la relación entre sus actividades y la conservación de la biodiversidad.

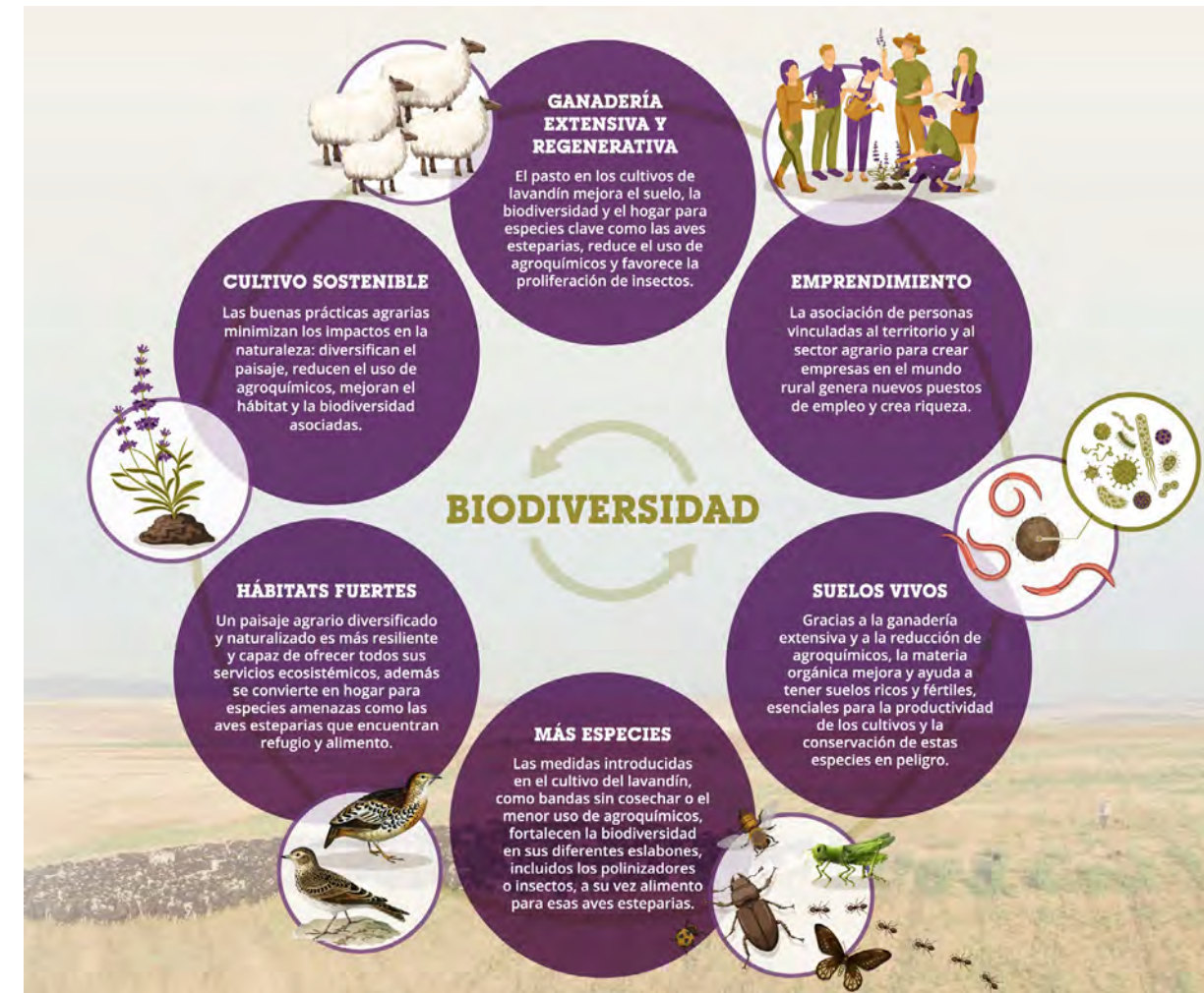


Figura II. Infografía sobre el proyecto lavandín. Autoría: FGN.

Marco legal

Tal y como se define en la [Guía de Restauración FB](#), la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, se refiere a las acciones de restauración de ecosistemas en el marco de las medidas previstas para compensar el impacto ambiental negativo causado por los planes, programas y proyectos sometidos al procedimiento administrativo de evaluación ambiental. Este PAB se plantea en el marco de lo previsto en la DIA de la Resolución del 25 de julio de 2008.

El área es Red Natura 2000 y resultan de aplicación la Directiva Hábitats y la Directiva Aves.

Acciones de restauración

Las acciones implementadas para dar cumplimiento a los objetivos descritos se articulan en torno a un programa de custodia agraria que incluye:

Diversificación del paisaje mediante nuevos cultivos rentables y sostenibles (lavandín):

implantación de 11 ha de cultivo piloto (lavandín ecológico) en el término municipal de Cillas (Guadalajara). La variedad que se utilizó de lavandín fue la «súper» y se plantaron más de 110.000 plantas en alveolo en estas 11 ha, con un marco de plantación de máxima productividad. La gestión en ecológico (sin fitosanitarios) ha conllevado el control de la flora arvense mediante pastoreo con ganado ovino en extensivo (más de 1.000 ovejas).

La acción se desarrolla como piloto y se ha documentado en un plan de gestión para asegurar la transferencia a una superficie significativa a escala de paisaje.

El **seguimiento de indicadores** asociados a buenas prácticas agrarias permite comprobar la consecución de resultados esperados: valor añadido a nivel económico (mejor calidad de la esencia, mayor cantidad de materia vegetal generada y apta para la venta) y ambiental (censos de aves y artrópodos).

Extensión a nuevas hectáreas mediante la custodia agraria: para que otros agricultores sustituyan cereal por lavandín se han realizado acciones de transferencia de resultados (jornadas, talleres de formación, visitas con empresas cosméticas para asegurar la comercialización diferenciada) y actualmente se cuenta con más de 200 ha transformadas de cereal a lavandín en los últimos cuatro años. El equipo PAB ha brindado asesoramiento a los agricultores como parte de su labor como entidad de custodia. Se han consolidado alianzas entre el sector ganadero y agrícola, planificando el pastoreo en torno a las diferentes parcelas de lavandín de los nueve agricultores para el año 2023.

Comercialización diferenciada de la esencia para asegurar la viabilidad del modelo: se han realizado visitas a empresas de destilado en Brihuega, visitas en campo a las plantaciones piloto con empresas como L'Oreal, o contacto con otras cosméticas con potencial de compra de la esencia (Loewe). Se cuenta con una [web promocional](#) y con materiales (p. ej., folleto, infografías).

Acciones para la participación de los [grupos de interés](#) y salvaguarda de sus intereses

Este PAB contempla el desarrollo socioeconómico de la zona de la mano de la conservación de biodiversidad, siendo las medidas de diversificación del paisaje (nuevos cultivos) una vía para generar empleo y nuevas empresas en la comarca de Molina, una de las zonas más despobladas de Europa. Durante los años en los que se ha trabajado se ha instalado una destiladora y se crearon dos empresas dedicadas a la comercialización de lavandín (Aromáticas del Piedra S. L. y Trainar S. L.), y como prestadoras de servicios asociados al cultivo. Desde el inicio de la redacción del PAB, se contactó con los grupos de interés (Administraciones, grupos sociales, habitantes de la zona, etc.) y se diseñaron acciones de participación. Se creó una comisión de expertos y actores locales (agentes medioambientales). Se ha mantenido comunicación periódica entre todos los actores: promotoras, JCCM, agentes medioambientales y ayuntamientos (Campillo de Dueñas, Tartanedo, pedanía de Hinojosa, La Yunta, Torrubia, Tortuera, Rueda de la Sierra, pedanía de Cillas y Molina de Aragón).

La población local ha participado a través de jornadas de educación ambiental, jornadas de puertas abiertas en la plantación, talleres de formación y reuniones periódicas con agricultores para la transferencia de resultados, asesoramiento y puesta en marcha de empresas de comercialización diferenciada. También se han organizado presentaciones de diferentes resultados (tres).

Seguimiento de la RE

El seguimiento de los indicadores se realizó mediante censos estacionales de aves esteparias en cultivo de cereal y lavandín, censos bienales de invertebrados en cultivo de cereal y lavandín, seguimiento bienal de indicadores agrarios, análisis bienal de calidad de esencia de lavandín ecológico y seguimiento estacional de la plantación de lavandín en ecológico y evaluación de los daños y beneficios causados por el ganado extensivo. Los indicadores se centralizan en un SIG y se evalúan anualmente.

Mantenimiento

En junio de 2023 se aprobó la renovación de determinadas acciones:

- Seguimiento científico: aves, invertebrados y agrario.
- Custodia del territorio con agricultores del lavandín del entorno.

Desviaciones

Inicialmente, el PAB buscaba beneficiar a la alondra ricotí y la conectividad de sus metapoblaciones, si bien desde el inicio de la ejecución los expertos plantearon la necesidad de ampliar el objetivo a toda la comunidad de aves esteparias.

Evaluación final

El plan de gestión del cultivo del lavandín en ecológico describe buenas prácticas agrarias sostenibles testadas e indicadores asociados para asegurar la transferencia y mitigar la presión agraria a escala de paisaje. El cultivo logra aliar rentabilidad y conservación de naturaleza, aportando valor social. La acción piloto de implantar un cultivo de lavandín como sustitución de cereal se inició en 11 ha y, tras varios años, la extensión de este cultivo ha aumentado hasta las 200 ha. Un total de nueve agricultores han transformado el cereal a cultivo de lavandín.

Comercialización diferenciada de la esencia producida en ecológico (de mayor alta calidad y mayor producción media de esencia en comparación con cultivos intensivos). El equipo gestor del PAB ha apoyado la creación de empresas (Aromáticas del Piedra S. L. y Trainar S. L.) para asegurar un valor añadido asociado a la conservación de la biodiversidad.

El seguimiento (aves y artrópodos) demuestra la mejora de refugio, alimento (artrópodos y semillas) y zona de nidificación para las especies de aves esteparias (*Calandrella brachydactyla*, *Pterocles orientalis* y *Alectoris rufa*). La entidad de custodia (FGN) ha testado buenas prácticas como la gestión de arvenses mediante el uso de pastoreo, y transferido el conocimiento mediante jornadas de puertas abiertas, formación y asesoramiento a nueve agricultores.

Persistencia de la zona restaurada

Mediante un convenio de custodia del territorio con el propietario de la parcela, a partir del cuarto año del cultivo el manejo de dicha parcela quedó a cargo de su propietario y, a través de un contrato de custodia, la FGN asesora en la gestión agrícola que se hace en dicha finca para asegurar la conservación de dicho entorno y de las especies que viven en él. La FGN mantendrá el seguimiento en estas parcelas para comprobar periódicamente cómo evolucionan tanto la fauna como el cultivo de lavandín. Además, se pretende extender la red de custodia agraria a otras parcelas para asegurar las buenas prácticas agrarias.

Presupuesto y financiación

El presupuesto de las acciones descritas asciende a 252.608,73 € (Naturgy aporta el 76,18 % y ENEL el 23,88 % —asociado a MW instalados en los cinco parques eólicos—). Este proyecto ha generado ciertos ingresos debido a la venta del aceite de lavandín, que se han reinvertido en acciones de conservación.

Sistemas de control

Una de las acciones del PAB supone el seguimiento por parte de un tercero para facilitar a la empresa (en este caso la FGN) la correcta ejecución. Es Biodiversity Node quien hace el seguimiento externo del trabajo que realiza la FGN.

Además, todas las acciones del proyecto son evaluadas por la JCCM por medio de controles puntuales y seguimiento anual del PAB (informes financieros, técnicos y reuniones).

Cualificación del personal

Redacción del PAB:

- Yliana Fernández Arroyo: bióloga (UCM), desde el 2000 hasta el 2004 estuvo trabajando en el Instituto Geológico y Minero de España como asistencia al Ministerio de Medio Ambiente en el análisis de proyectos energéticos y elaboración de las Declaraciones de Impacto Ambiental. En 2004 se incorporó en Socoin como técnico ambiental en el desarrollo ambiental de proyectos de líneas eléctricas. En 2011 empezó en Naturgy Renovables como técnico ambiental en las fases de desarrollo, construcción y explotación de plantas renovables (eólica, hidráulica y solar). Desde el 2019 hasta la actualidad, trabaja como técnico ambiental en la fase de explotación de parques eólicos en Naturgy Renovables.
- Rodrigo Fernández-Mellado: biólogo experto en gestión y conservación de biodiversidad y codirector de Biodiversity Node
- Amanda del Río Murillo: licenciada en ciencias ambientales, directora técnica de FGN.

Ejecución:

Las empresas Naturgy y ENEL son responsables del control y seguimiento de la entidad que desarrolla dichas medidas. Desde el inicio de la redacción de propuestas la persona de contacto en Naturgy ha sido Yliana Fernández Arroyo (Naturgy), integrándose posteriormente Lourdes Gómez de la Vega al seguimiento. Por parte de Enel, Isabel Ayuso dio seguimiento a los trabajos en un inicio (2018) y fue sustituida en julio de 2019 por Ana Núñez-Castelo y, posteriormente, por Rubén García. La actual técnico de referencia es Rosa Parras.

La FGN es la encargada de llevar a cabo esta asistencia técnica para Naturgy desde 2018, siendo Amanda del Río quien dirige los trabajos y Javier Ruiz el técnico encargado del desarrollo e implementación en campo de las acciones. Javier Ruiz es técnico de la FGN, biólogo con máster en gestión de fauna silvestre, con más de ocho años de experiencia en campo y como técnico de proyectos. María López ha sido la técnico GIS. Daniel Hernández y Patricia Olivares (ingeniero agrícola e ingeniera agrónoma, respectivamente) han realizado el seguimiento de los indicadores agrarios, y Patricia Ruiz (periodista) ha implementado acciones sociales.

Rodrigo Fernández-Mellado ha actuado como encargado del control y vigilancia de las acciones ejecutadas.

Eladio García de la Morena ha sido el ornitólogo a cargo de los censos de aves esteparias (SECIM) y Ernesto Recuero del grupo de artrópodos.

Equipos de expertos del Grupo de Ecología y Conservación de Ecosistemas Terrestres de la UAM (Juan Traba, Eladio García), de la Cátedra de Medio Ambiente de la UAH (Juan Luis Aguirre, Alejandro Aparicio, Alberto Larrán), Javier Sampietro (SARGA) y Jorge Meltzer experto independiente.

Y por parte de la JCCM han participado Juan Sanz, Ángel Vela, Jesús de Lucas y Elena Pascual y Teresa López.

Más información

Web:

<https://fundacionglobalnature.org/portfolio/mejora-de-la-conectividad-de-poblaciones-de-alondra/>
<http://www.aromaticasdelpiedra.com>

Autores: Amanda del Río Murillo (FGN); y Javier Ruiz Sánchez (FGN).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN GEOMORFOLÓGICA DEL ENTORNO DE LA ESTACIÓN DE COMPRESIÓN EUSKADOUR EN IRÚN

Localización/Ámbito de actuación

La estación de compresión (en adelante, EC) de Euskadour se localiza en el término municipal de Irún, comarca de Bidasoa Beherea, al noreste de la provincia de Gipuzkoa (Euskadi).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Enagás.

Entidad/es socia/s del proyecto

Inypsa S. A. (Grupo Artificial), Total Service S. L., Creando Redes S. L.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Del 2015 (fecha de inicio del proyecto restauración) a la actualidad.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo VII. Infraestructuras (carreteras, ferrocarriles, canales, puertos, aeropuertos, tendidos eléctricos de alta tensión y gasoductos).

Ecosistemas afectados

El proyecto afecta al hábitat 6510, constituido por **prados de interés ganadero**.

Se trata de un hábitat que, según la base de datos del MITERD, no es hábitat de interés comunitario (HIC). No obstante, según el Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno Vasco, se localizan los siguientes HIC: «4030. Brezales secos europeos»; «6510. Prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)»; y «91E0. Alisedas y fresnedas (Prioritario)».

Motivación para desarrollar el proyecto

La gestión del capital natural y la biodiversidad es uno de los aspectos clave para Enagás. El control y la minimización de nuestros impactos en el medio ambiente produce, además, beneficios internos directos al mejorar el uso de los recursos, garantizando la sostenibilidad de nuestro negocio y generando confianza en nuestros grupos de interés.

Por ello, Enagás ha asumido un compromiso **de no pérdida neta** de biodiversidad basado en la **jerarquía de mitigación de impactos** con el fin de preservar los ecosistemas y su biodiversidad en las actividades y ámbitos de actuación.

Esta motivación ha llevado a Enagás a realizar varias actuaciones en el marco de una instalación representativa, la EC Euskadour. Esta instalación se localiza en el Monte San Marcial, de interés simbólico y cultural para la comunidad local al ser un lugar de peregrinación durante las fiestas patronales de Irún.

Por un lado, se ha realizado una evaluación del impacto ambiental (EIA), resultante en un proyecto de **integración paisajística**, a través del cual se han llevado a cabo medidas de revegetación y restauración sobre suelos, vegetación y cursos hídricos, con más de novecientas especies plantadas.

Además, ante el contexto legislativo y financiero actual, y con objeto de anticiparse a nuevos requerimientos de reporte, Enagás ha abordado la **valoración del capital natural** en la instalación para avanzar así en la medición de impacto y diseñar medidas de corrección más eficientes.

Diagnóstico ecológico

La EC Euskadour ocupa un área aproximada de 1,20 ha que coincide con **tipos de uso** del suelo reclassificados como bosques de frondosas (311) y prados y praderas (231) a partir de los códigos CORINE Land Cover.

En el terreno se detecta la alternancia de areniscas silíceas y lutitas con presencia de pizarras, localizándose en una zona de peligrosidad sísmica baja calificada favorablemente desde el punto de vista geotécnico.

Hidrogeológicamente, presenta una permeabilidad media por porosidad en la mayor parte del ámbito, quedando fuera de zonas inundables.

Respecto a los **ecosistemas forestales**, encontramos fresno (*Fraxinus excelsior*) y roble (*Quercus robur*) y, en menor medida, tilo (*Tilia platyphyllos*), olmo (*Ulmus glabra*), avellano (*Corylus avellana*), arce (*Hacer campestre*), haya (*Fagus sylvatica*) e incluso encina (*Quercus ilex*). En el caso de los **ecosistemas de pastizal**, están compuestos por prados mesófilos de diente cantábricos, de la alianza *Cynosurium cristati*, con *Bellis perennis*, *Cynosurus cristatus*, *Leontodon autumnalis*, *Phleum pratense* subsp. *pratense*, *Trifolium repens* y *Veronica serpyllifolia* subsp.

serpyllifolia. En menor proporción espinares y zarzales termo-mesotemplados húmedo-hiperhúmedos cántabro-atlánticos, de la alianza *Pruno-Rubion ulmifolii*, donde son características *Rosa micrantha*, *Rosa pouzinii* y *Rubus ulmifolius* asociadas a lindes y separación de parcelas.

En relación con la **fauna**, la parcela se localiza fuera de zonas de distribución preferente, áreas de interés especial o puntos sensibles de especies amenazadas.

El paisaje se caracteriza por una estructura mosaico salpicado de caseríos, masas arbóreas y praderas, existiendo en el paisaje elementos muy irregulares junto a otros lineales en sus contornos, potenciado por la presencia de carreteras y caminos.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo de la restauración ha sido diseñar y construir formas de terreno que replican la morfología y dinámica de las naturales que originalmente fueron transformadas con el proyecto de construcción de la estación. De esta forma se consigue **reducir el impacto paisajístico** en el entorno, minimizando el contraste cromático y consiguiendo una mimetización completa de la instalación con el entorno a una distancia media. Además, este proyecto contribuye a alcanzar el objetivo de **no pérdida neta de biodiversidad**, para lo cual se realiza el ejercicio de valoración del capital natural.

En este sentido, se han planteado los objetivos **de identificar y cuantificar aquellos ecosistemas y servicios** que se han visto afectados en función de los impactos durante la construcción y operación de la instalación (balance de capital natural). Todo ello orientado a obtener las acciones complementarias que, junto con las medidas llevadas a cabo durante la construcción, permitan **completar la recuperación** de los ecosistemas naturales hasta alcanzar la no pérdida neta de biodiversidad. La valoración del impacto sobre el capital natural de la instalación ha partido de la identificación de los servicios ecosistémicos para definir la línea base de capital natural (véase «Diagnóstico ecológico»).

Marco legal

Estudio de Impacto Ambiental y Documentación complementaria del Punto de Compresión Euskadour.

Declaración de impacto ambiental del proyecto Construcción de la EC de la conexión internacional Euskadour, término municipal de Irún (Gipuzkoa).

Acciones de restauración

Se han llevado a cabo las siguientes acciones:

- Utilización de la tierra vegetal extraída en el desmote del terreno.
- Restitución de perfiles y taludes con criterios paisajísticos. Se han diseñado los taludes tanto en desmote como de relleno, de forma que la geometría evite la artificialidad, especialmente en la proximidad con el terreno natural del entorno, favoreciendo los acabados y firmas redondeadas frente a las líneas rectas.
- Hidrosiembra de especies herbáceas en los taludes de desmote y terraplén.
- Plantaciones en el terraplén norte y las cabeceras de los taludes de desmote con especies arbustivas con hiedra (*Hedera hélix*) debido a que se adhiere con fuerza al talud y forma sobre él una densa red.
- Plantaciones a pie de talud de terraplén con especies arbóreas y arbustivas.

Las especies se han seleccionado considerando las condiciones climatológicas y edafológicas del terreno atravesado y la disponibilidad comercial de planta. Todas ellas se encuentran de forma natural en la zona del proyecto. Al objeto de tener un apantallamiento más efectivo en toda época del año se ha optado por la selección de especies autóctonas de hoja perenne, así como plantones de una altura mínima de 1-2 m para arbustos y arbolado, respectivamente, a efectos de obtener una máxima efectividad en la ocultación y mimetización de la misma con el entorno desde el principio de las actuaciones.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Previo al inicio de los trabajos, el proyecto de integración paisajística y el estudio de representación y simulación visual desde los puntos de interés afectados visualmente fue consensuado con el órgano ambiental estatal y autonómico. Además, como parte interesada, se contó con la conformidad de la Red Eléctrica de España en relación con la incorporación de la barrera arbustiva ubicada en el terraplén norte de la parcela, paralela a la Línea Eléctrica de Alta Tensión de la red, que persigue conformar una franja vegetal que contribuya al apantallamiento, sin que suponga una intromisión sobre los límites que establecen las servidumbres eléctricas.

Seguimiento de la RE

Los **indicadores de seguimiento para la integración paisajística** son:

- Desarrollo de hidrosiembras y plantaciones.
- Riegos de mantenimiento.
- Superficies hidrosembreadas fallidas.
- Número de marras producidas.
- Resiembras y reposiciones de marras.



➤ **Figura 1.** Detalle de los taludes como parte de la restauración paisajística realizada.
Autoría: Enagás.

En cuanto a la valoración del impacto sobre el capital natural, se han identificado y medido indicadores asociados a los siguientes **servicios ecosistémicos** de regulación y aprovisionamiento:

- Animales criados con fines nutricionales.
- Fibras y otros materiales de plantas silvestres para uso directo o procesamiento.
- Pantallas/barreras visuales.
- Control de las tasas de erosión.
- Ciclo hidrológico y regulación de caudales.
- Protección frente al fuego.
- Polinización.
- Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos.
- Características de los sistemas vivos con valor de existencia.

Adicionalmente, Enagás ha realizado visitas periódicas a la instalación durante los años posteriores a la ejecución del proyecto de restauración.

El objetivo de la vigilancia ambiental ha sido, además de realizar un seguimiento de las plantaciones, comprobar la evolución del medio natural afectado por las obras de construcción, evaluándose la eficacia de las medidas correctoras establecidas durante la ejecución del proyecto, las posibles desviaciones respecto de los impactos residuales previstos en el estudio de impacto ambiental y, en su caso, proponer medidas correctoras adicionales o las modificaciones en la periodicidad de los controles realizados.

Mantenimiento

Las visitas de vigilancia realizadas complementan las actuaciones de mantenimiento que Enagás realiza periódicamente de acuerdo con lo establecido por la Orden de 18 de noviembre de 1974 por la que se aprueba el Reglamento de Redes y Acometidas de Combustibles Gaseosos.

Desviaciones

No se detectaron desviaciones significativas adicionales a las esperadas (únicamente algunas marras que fueron repuestas).

Evaluación final

Las restauraciones y revegetaciones realizadas han conseguido una minimización del contraste cromático y una mimetización completa de la instalación (**figura I**). La valoración de capital natural realizada ha permitido concluir que las medidas de restauración aplicadas tras la construcción se han enfocado en los servicios de regulación, que han sido los más impactados, consiguiendo una reducción de impacto significativa (de un 64 %, que se incrementaría hasta un 70 % al final del periodo de concesión), por lo que se consideran eficientes.

No obstante, se ha detectado una deuda residual mínima que no ha conseguido neutralizarse con las medidas de restauración aplicadas y, en este sentido, se ha planteado llevar a cabo acciones orientadas a compensar los impactos residuales en línea con el objetivo de no pérdida neta de biodiversidad.

Este ejercicio de valoración de capital natural ha permitido adicionalmente crear un lenguaje común para internalizar costes ambientales respecto a costes directos del proyecto, permitiendo obtener información sobre rentabilidad y retorno del mismo e integrando, así, el capital natural en la toma de decisiones.

De este modo, todas las acciones puestas en marcha, durante y tras la construcción, así como las identificadas con motivo del ejercicio de valoración del capital natural, permiten completar la recuperación de los ecosistemas afectados por el proyecto y alcanzar el objetivo de no pérdida neta de biodiversidad.

Persistencia de la zona restaurada

La realización de visitas ambientales ha permitido garantizar la correcta evolución de la plantación realizada. Dentro del contrato de mantenimiento de espacios verdes, la plantación es sometida a controles periódicos. Las medidas complementarias identificadas en el proyecto de valoración de capital natural, además de alcanzar el objetivo de no pérdida neta de biodiversidad, permitirán garantizar la conservación de la restauración realizada.

Presupuesto y financiación

El proyecto ha sido llevado a cabo con financiación propia, con un presupuesto aproximado de 52.000 €.

Sistemas de control

Cualificación del personal

Licenciados en biología, ingenieros agrónomos, una doctora en ecología y en conservación y restauración de ecosistemas, así como otros perfiles técnicos encargados de la restauración en campo.

Más información

Autoría: Enagás.



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL SEMIÁRIDO DE LA MESA DE OCAÑA

Localización/ámbito de actuación

La explotación minera se ubica en los términos municipales de Yepes y Ciruelos, en la provincia de Toledo.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Holcim España SAU, como propietaria de los terrenos y titular del derecho minero, dentro del convenio de colaboración con la Universidad de Castilla-La Mancha, iniciado en 2003 bajo la dirección de Santiago Sardinero, para el seguimiento e investigación aplicada de la restauración de la cantera de Holcim en Yepes-Ciruelos.

Entidad/es socia/s del proyecto

Facultad de Ciencias Ambientales y Bioquímica y el Instituto de Ciencias Ambientales de la UCLM.

Plegadis.

Brinzal.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

De 2006 a la actualidad (y continúa).

Origen de la perturbación/degradación del espacio

La actividad causante de la perturbación corresponde al «Grupo II. Industria extractiva», en este caso, el aprovechamiento de caliza, materia prima principal para la fábrica de cementos de Holcim, en Villaluenga de la Sagra.

La cantera inició su actividad en 1930 y continúa en la actualidad, ocupando una superficie de unas 500 ha. Se trata de una minería de transferencia.

Previamente, la zona se encontraba afectada por la perturbación del «Grupo I. Agricultura», con explotación agrícola de secano en minifundios.

Ecosistemas afectados

La cantera se ubica en el borde de la mesa de Ocaña, una zona dedicada al cultivo agrícola de secano, principalmente cereal, viñedo y olivar (hábitat de zonas agrícolas/agrosistemas).

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación del proyecto se enmarca en la estrategia medioambiental de la empresa, que, en el año 2000, firmó un acuerdo internacional con WWF para la protección del medio ambiente, haciendo especial hincapié en el fomento de la biodiversidad.

El proyecto se inició en terrenos afectados por la actividad minera entre los años treinta y ochenta, donde no existía imperativo legal de restauración, y se ha continuado hasta la actualidad con la filosofía de restaurar de forma ecológica.

En España, con el profesor Sardinero de la UCLM, se empezó a aplicar en 2006, en la cantera de Yepes-Ciruelos, un índice de biodiversidad, el *Long-term Biodiversity Index* (en adelante, LBI), cuyos objetivos, desde entonces, han seguido guiando la restauración de esta cantera enfocada en apoyar la sucesión natural vegetal, a la vez que incrementar el valor de la biodiversidad.

De forma complementaria, la compañía incorporó a este proyecto de restauración elementos de uso público para disfrute de la naturaleza y educación ambiental.

Los resultados de este proyecto han servido de base para el diseño de la [Estrategia en Naturaleza del Grupo Holcim](#), siendo hoy la motivación de su continuidad.

Diagnóstico ecológico

La cantera se abrió en la llanura de la mesa de Ocaña, en una zona ocupada en su totalidad por parcelas de 1 ha aproximadamente, con cultivo agrícola de secano.

La actividad extractiva se inició en los años treinta y, hasta los ochenta, no se practicaba una minería integral, sino que los niveles más arcillosos y los que pudiesen contener algún lentejón de sulfatos se abandonaban, configurando una serie de islotes de retazos de yacimiento sin explotar y montones de estériles calco-arcillosos. En los años setenta, se realizaron labores de restauración voluntaria en esta antigua zona minera, mediante la extensión de parte de estos islotes. Desde los años ochenta, se practica una minería de transferencia en la que el frente de explotación, de unos 10 m de altura y orientado en dirección norte-sur, avanza hacia el este, extendiendo la cobertera vegetal en la plaza de cantera de forma ordenada y paralela al avance de la explotación.

Por tanto, al inicio de los trabajos de restauración había dos áreas, una más irregular y diversa, resultado de la explotación inicial, y otra más homogénea, que sigue la pauta del muro de la capa de caliza horizontal, más o menos sinuosa. Tras un análisis de la biodiversidad, encontramos que los nuevos hábitats creados estaban siendo ocupados por fauna y flora interesante.

Asimismo, que el límite norte de la cantera, en la caída descendente de la mesa de Ocaña, mantuviese su vegetación natural-seminatural facilitó los procesos de recolonización y sucesión natural de la vegetación a lo largo de casi siete décadas.

Diversas fotografías aéreas de vuelos realizados en diferentes fechas ayudaron a datar el comienzo del proceso de recolonización vegetal a medida que avanzaba el frente de explotación. Muestreos de vegetación en áreas con diferentes edades de recolonización describieron la estructura y composición florística de diversos tipos de vegetación que reconstruyeron el proceso de sucesión natural en la cantera. Muestreos en las zonas naturales-seminaturales del borde externo de la cantera describieron la vegetación natural-seminatural de referencia (**figura II**). Ambos estudios hicieron posible evaluar el grado de convergencia del proceso de sucesión natural en el interior de la cantera y los tipos de vegetación natural-seminatural en los bordes externos. Después de casi cien años de sucesión natural, existen diversas especies en la vegetación natural-seminatural del borde externo de la cantera que tienen dificultades para colonizar las zonas más antiguas del interior:

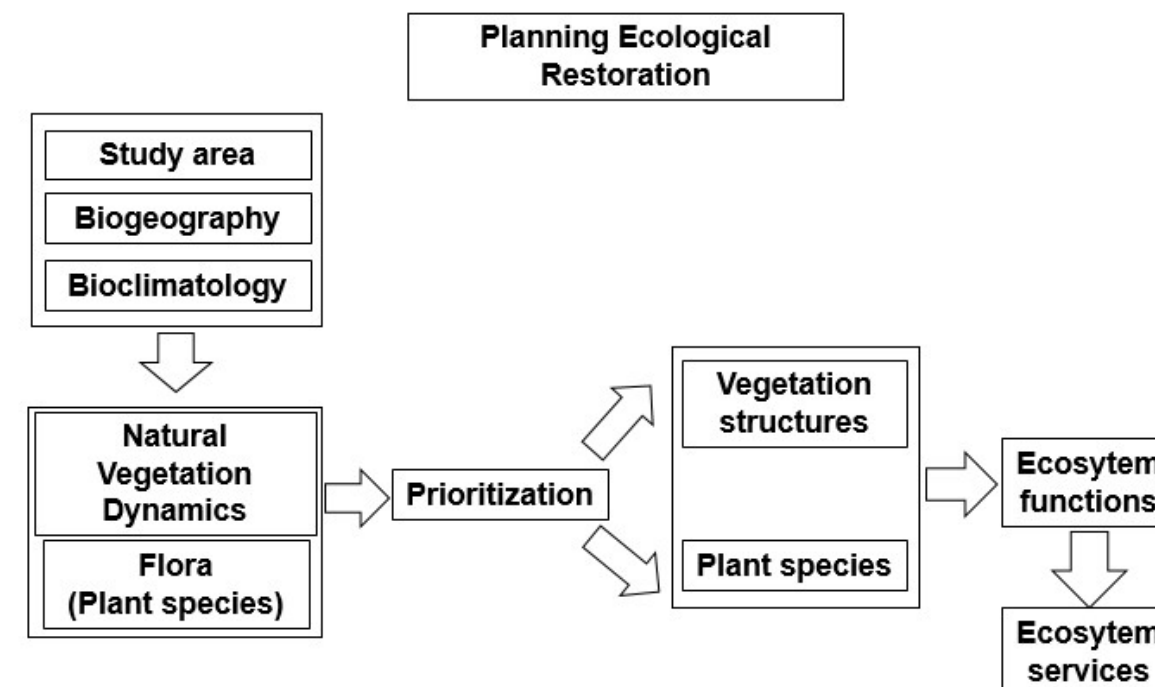


Figura I. Mapa conceptual del proyecto de restauración. Autor: Santiago Sardinero.

- Algunas matas del tomillar: salvia (*Salvia lavandulifolia*), aulaga o aliaga (*Genista scorpius*), hierba de las siete sangrías (*Lithodora fruticosa*) o hinojo de perro (*Bupleurum fruticosens*), son matas de porte algo mayor que las que dominan en el tomillar interior.
- La colonización del esparto (*Stipa tenacissima*) se ha acelerado en los últimos años.
- Los arbustos del chaparral: encina (*Quercus rotundifolia*), coscoja (*Quercus coccifera*), espino negro (*Rhamnus lycioides*), aladierno (*Rhamnus alaternus*), jazmín (*Jasminum fruticans*), torvisco (*Daphne gnidium*), efedras (*Ephedra fragilis* y *Ephedra nebrodensis*) y esparraguera (*Asparagus acutifolius*), son especies arbustivas con diseminación zoócora y germinación exigente.
- La situación biogeográfica de la cantera (Mediterráneo occidental), con un periodo de aridez característico del bioclima mediterráneo de casi cuatro meses, ha sido una premisa importante en los trabajos de revegetación, que, unidos a los procesos ecológicos que ya se habían iniciado, condicionaron las pautas de restauración a seguir.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los objetivos de la restauración se enmarcan en las fases de «inicia y recupera», solapando rehabilitación y restauración ecológica. Para alcanzarlos, los trabajos realizados siguen el mapa conceptual de la **figura I**:

- Describir la vegetación natural, su composición florística, estructura y dinámica sucesional. El área de estudio constituye una gran oportunidad para estudiar la dinámica sucesional de la vegetación a lo largo de casi un siglo, los tipos de vegetación que la conforman, su estructura, composición florística, espectro biogeográfico de las especies, evolución de las propiedades físico-químicas del suelo (**figura II**).
- Asegurar el funcionamiento sucesional de los diversos tipos de vegetación. Acelerar los procesos sucesionales priorizando las especies que dan nombre a las principales estructuras de vegetación: chaparral, retamar, espartal, tomillar, bolinar, comunidades herbáceas (**figura II**).
- Complementar las especies estructurales con otras, priorizadas por su naturalidad, rango biogeográfico de distribución y vulnerabilidad (**figura III**).

Las abreviaturas corresponden a las siguientes especies: *Vella pseudocytisus ssp. pseudocytisus*, *Arenaria favargerii*, *Gypsophila bermejoi*, *Sisymbrium cavanillesianum*, *Limonium toletanum*, *Colutea hispanica*, *Ephedra fragilis*, *Ephedra nebrodensis*, *Centaurea hyssopifolia*, *Koeleria castellana*, *Thymus lacaitae*, *Gypsophila struthium*, *Herniaria fruticosa*, *Iberis saxatilis ssp. cinerea*, *Thymus zygis ssp. sylvestris*, *Lepidium subulatum*, *Helianthemum squamatum*, *Ononis spinosa ssp. australis*, *Serratula pinnatifida*, *Quercus coccifera*, *Retama sphaerocarpa*, *Thymus vulgaris*, *Centaurea melitensis*, *Carthamus lanatus*, *Bromus rubens*, *Silybum marianum*, *Eruca vesicaria*, *Diploaxis erucoides*, *Echium vulgare*, *Marrubium vulgare*, *Reseda phyteuma*, *Carduus pycnocephalus*, *Xeranthemum inapertum*, *Scorzonera laciniata*, *Salsola kali*, *Chenopodium vulvaria*, *Sisymbrium irio*, *Cichorium intybus*, *Malva sylvestris*, *Papaver rhoeas*, *Plantago lanceolata*, *Conium maculatum*.

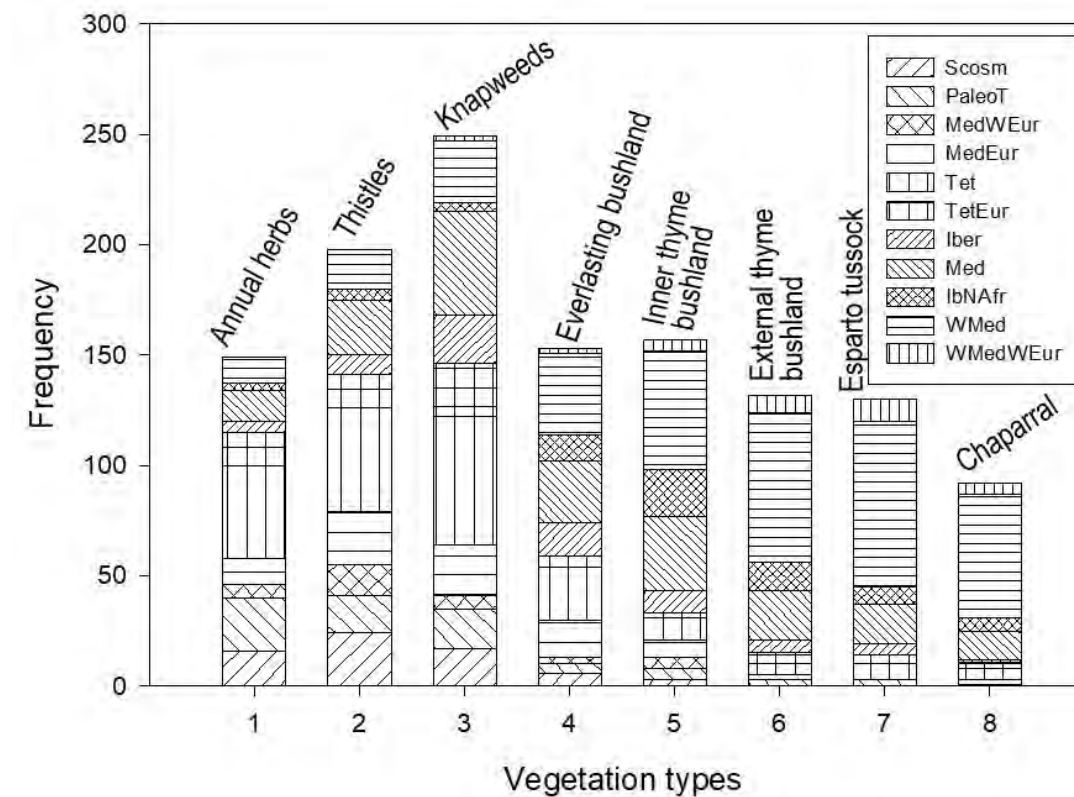


Figura II. Reconstrucción del proceso de sucesión natural a lo largo del tiempo. Tipos de vegetación dentro de la cantera y su frecuencia de especies: 1. Vegetación herbácea anual; 2. Cardal; 3. Comunidades de centaureas y herbáceas bisanuales; 4. Matorral de Helichrysum stoechas; 5. Tomillares interiores; Vegetación natural-semiatural en el borde externo de la cantera: 6. Tomillares exteriores; 7. Espartales exteriores; 8. Chaparrales.
Autor: Santiago Sardinero.

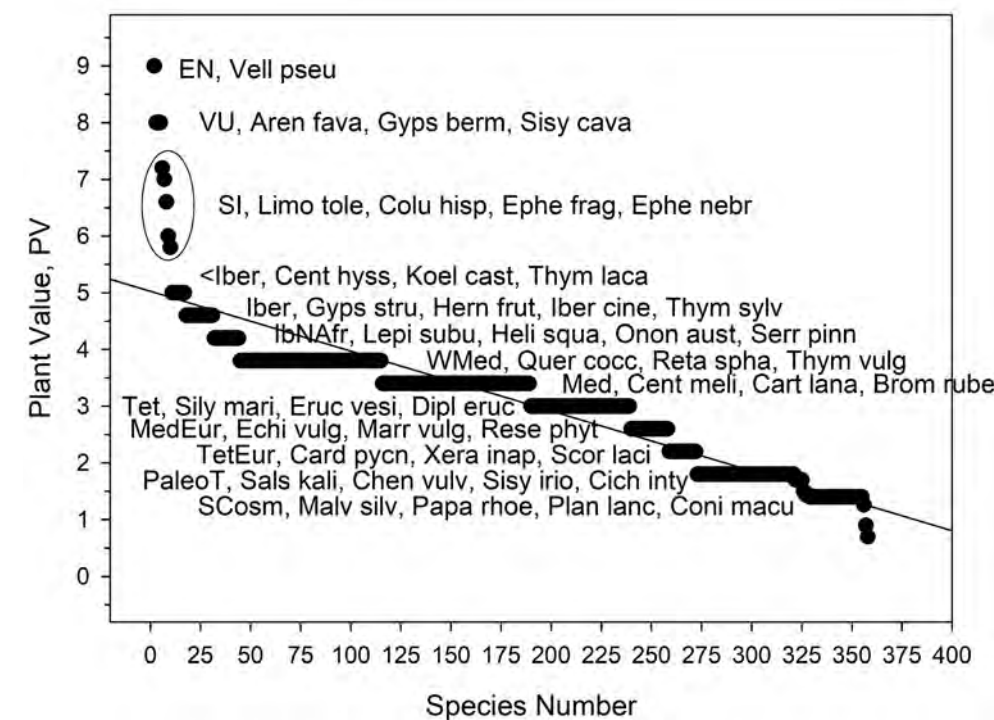


Figura III. Priorización de especies de plantas atendiendo a su vulnerabilidad, distribución geográfica y naturalidad.
Autor: Santiago Sardinero.

*Tipos de vulnerabilidad considerados: EN: Endangered (amenazada); VU: Vulnerable; SI: Special Interest (interés especial).

Tipos de distribución: Iber: ibérica restringida; Iber: ibérica; IbNAfr: ibero-norteafricana; WMed: mediterránea occidental; Med: mediterránea; Tet: tetiana (mediterránea s.l.); MedEur: mediterránea-europea; TetEur: tetiana-europea; PaleoT: paleo-templada; SCosm: subcosmopolita.

Marco legal

Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

Resolución de la UICN WCC-2020-Res-088 sobre conservación de la diversidad natural y el patrimonio natural en entornos mineros.

Acciones de restauración

Creación de ambientes heterogéneos y aislados. Debido a la evolución que han tenido las labores mineras, explicada en el anterior apartado, actualmente hay una extensa superficie, de unas 500 ha, con una interesante diversidad de ambientes y litologías. Además, está desconectada de los problemas de contaminación de los tratamientos agrícolas circundantes. Esto contrasta enormemente con la superficie homogénea de uso agrícola generalizado en la mesa de Ocaña.

En la zona antigua de la cantera, al oeste, hay pequeñas zonas de roquedo en los bordes de la cantera y en los islotes de yacimiento abandonados; hay montones dispersos de materiales calco-arcillosos; y zonas más homogéneas extendidas posteriormente.

En la zona de cantera posterior a los años ochenta, al este, el paisaje se aproxima al estepario.

Por tanto, podemos decir que la minería ha favorecido ambientes diversos en cuanto a orientación, solana-umbría y, en cuanto a humedad, dependiendo del subsuelo arcilloso o arenoso, más o menos permeable a la evapotranspiración.

Aceleración de los procesos sucesionales, priorización de especies estructurales

Chaparrales de *Quercus rotundifolia* y *Quercus coccifera* subsp. *coccifera*

La encina (*Quercus rotundifolia*) y la coscoja (*Quercus coccifera* subsp. *coccifera*) son dos taxones mediterráneos occidentales. Se han sembrado miles de bellotas sin germinar, se han enterrado miles de bellotas germinadas, se han plantado centenares de encinas y coscojas de un año, con objeto de acelerar las etapas sucesionales tardías. Además, se han plantado centenares de individuos de las especies de matorral alto que forman parte del chaparral: *Rhamnus lycioides*, *Rhamnus alaternus*, *Rhamnus oleoides* subsp. *assoana*, *Jasminum fruticans*.

Retamares de *Retama sphaerocarpa*

La retama es una especie mediterránea occidental. Se han dispersado miles de semillas y se han plantado centenares de individuos de un año.



➤ **Figura IV.** Vegetación natural-semi natural y usos del territorio: Chaparral de encina (*Quercus rotundifolia*) y coscoja (*Quercus coccifera*), espartal (*Stipa tenacissima*), tomillar sobre calizas y yesos (*Thymus vulgaris*, *Thymus zygis* ssp. *sylvestris*). Olivares (*Olea europaea* var. *europaea*) y plantaciones de almendros (*Prunus dulcis*). **Autor:** Santiago Sardinero.



➤ **Figura V.** Microarroyal de *Tamarix gallica* y *Tamarix africana* en pequeñas depresiones; espartales (*Stipa tenacissima*) con efedra frágil (*Ephedra fragilis*); pinos carrascos (*Pinus halepensis*) y almendros (*Prunus dulcis*) naturalizados; bolinares de *Santolina chamaecyparissus* y tomillos (*Thymus vulgaris* y *Thymus zygis* subsp. *sylvestris*). **Autor:** Santiago Sardinero.

Espartales de *Stipa tenacissima*

El esparto es una especie mediterránea occidental que forma espartales, constituyendo un tipo de vegetación fundamental en la estrategia de protección de los suelos y lucha contra la desertificación, especialmente cuando el clima se aridifica y tipos más tardíos de vegetación sucesional no son posibles (figura IV).

En 2018, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (en adelante, UICN) ha declarado vulnerable (VU) el esparto. En la cantera se han dispersado miles de semillas y se han plantado centenares de individuos de un año. La germinación y el establecimiento del esparto son facilitados por pequeñas matas como el tomillo (*Thymus zygis* subsp. *sylvestris*, *Thymus vulgaris* subsp. *vulgaris*) y la santolina (*Santolina chamaecyparissus*) (figura V).

Tomillares de *Thymus vulgaris* y *Thymus zygis* subsp. *sylvestris*

El tomillo aceitunero (*Thymus zygis* subsp. *sylvestris*) es ibérico y el tomillo salse-ro (*Thymus vulgaris* subsp. *vulgaris*) es mediterráneo occidental. En la cantera se han plantado centenares de individuos de un año, se han trasplantado centenares de individuos, se ha trasladado el horizonte superficial del suelo del tomillar con su banco de semillas, con objeto de acelerar los procesos sucesionales.

Bolinares de *Santolina chamaecyparissus* subsp. *chamaecyparissus*

La *Santolina chamaecyparissus* es un taxón mediterráneo occidental. En la cantera se han plantado centenares de individuos de un año, se han trasplantado centenares de individuos, se han dispersado miles de semillas y se ha trasladado el horizonte superficial del suelo con su banco de semillas, con objeto de acelerar los procesos sucesionales.

Comunidades herbáceas anuales-bis anuales primocolonizadoras. Tras la extracción de la caliza del frente de explotación, se extiende el suelo de los campos de cultivo circundantes con su banco de semillas, que germinan en otoño, florecen en primavera, se secan en verano y se descomponen en otoño-invierno, incrementando el porcentaje de materia orgánica en el horizonte orgánico-mineral del suelo hasta algo menos del 4 %. Estas comunidades albergan alrededor de 150 especies de plantas, en general de amplia distribución geográfica.

Priorización de especies más valoradas por su naturalidad, rango biogeográfico de distribución y vulnerabilidad (figura III). La figura III muestra el resultado de la valoración de las especies del catálogo florístico en función de su naturalidad, rango biogeográfico de distribución y vulnerabilidad. Hemos realizado las siguientes actuaciones:

Plantación de varios centenares de individuos de *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus*, un endemismo del valle medio del río Tajo, declarada amenazada y que posee un plan de recuperación en el que se enmarcan nuestras acciones. Existe un programa de seguimiento de las poblaciones plantadas para estudiar su evolución.

Sisymbrium cavanillesianum se desarrolla naturalmente en suelos con arcillas y yesos que han sufrido procesos erosivos. Hemos dispersado sus semillas en ambientes perturbados con arcillas y yesos. La especie se desarrolla y reproduce, pero necesita perturbaciones periódicas para que sus poblaciones no disminuyan.

Hemos plantado ejemplares de *Colutea hispanica*, *Ephedra fragilis* subsp. *fragilis* y *Ephedra nebrodensis* a lo largo de la cantera en ambientes de chaparral. *Limonium toletanum* posee poblaciones de numerosos individuos en las partes intermedias de la cantera, sobre yesos y margas yesíferas. Estas cuatro especies están declaradas «de interés especial» por la legislación castellano-manchega.

Sobre los yesos y margas yesíferas de las partes intermedias de la cantera se desarrollan comunidades gipsófilas, integradas por especies de distribución ibérica restringida, ibérica oriental e ibero-norteafricana. Estas comunidades están priorizadas por la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Hábitat 1520*). Hemos dispersado semillas y plantado y trasplantado individuos de algunas especies que estaban muy poco o nada representadas en la cantera: *Koeleria castellana*, *Thymus lacaitae*, *Herniaria fruticosa*, *Iberis saxatilis* subsp. *cinerea*.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Cuando, a partir del año 2000, se cambió el enfoque de la restauración hacia el fomento de la biodiversidad, la empresa decidió realizar un proyecto para abrir gran parte de la cantera restaurada a uso público.

El proyecto fue compartido con los municipios implicados y se establecieron, en acuerdo con los cazadores, las bases para que el plan de caza fuese compatible con la restauración.

La cantera restaurada, especialmente la zona antigua, se dotó de infraestructuras para ocio (rutas en la naturaleza y cicloturistas, bancos para merenderos, etc.) y para educación ambiental (mirador de aves y senda botánica, entre otras).

Como elemento principal del uso público, se construyó el Centro de Interpretación de la Naturaleza «La Mesa de Ocaña», adscrito a la Red Oficial de Equipamientos para la Educación Ambiental de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Desde su inauguración, en 2009, se realizan actividades educativas y formativas relacionadas con la conservación, promoción y estudio de la biodiversidad a todos los niveles, recibiendo un promedio de 1.500 visitas anuales (interrumpidas por la pandemia).

Especialmente interesantes son las actividades aplicadas sobre restauración ecológica que se realizan con alumnos de grado y del Máster en Sostenibilidad Ambiental en el Desarrollo Local y Territorial de la UCLM, y que constituye una pequeña fuente de empleo verde.

El centro se ha especializado en mostrar al público el proyecto de restauración, su flora y fauna, así como los ecosistemas de la mesa de Ocaña, con especial énfasis en la zona de especial conservación Yesares del Valle del Tajo (ZEC ES4250009). De forma regular, bien a través de visitas o talleres, bien a través de comunicaciones o intervención en foros expertos en conservación, se informa y anima a los *stakeholders* a la participación y diseminación de los conocimientos adquiridos en este proyecto de restauración.

Seguimiento de la RE

A medida que avanzan los procesos sucesionales, cambia la estructura de las comunidades vegetales, que pasan de ser herbáceas anuales a herbáceas bisanuales, pequeñas matas leñosas, espartal, retamar y chaparral. La complejidad estructural es también mayor en las etapas sucesionales avanzadas (donde coexisten chaparral, retamar, espartal, tomillar y pastizal) que en las etapas sucesionales intermedias de matorral bajo o en las etapas herbáceas primocolonizadoras. El espectro biogeográfico de especies también se modifica en este gradiente sucesional desde comunidades herbáceas primocolonizadoras de amplia distribución geográfica hasta comunidades de matorral bajo y chaparral con especies de distribución mediterránea occidental, ibero-norteafricana, ibérica e ibérica restringida.

La clasificación de tipos de vegetación homogéneos, su cartografía y la valoración de su complejidad estructural y del espectro biogeográfico de las especies que los constituyen generan indicadores del valor de la biodiversidad que aumentan progresivamente a lo largo del gradiente sucesional y el tiempo.

El hecho de que los tipos de vegetación intermedios sean los que poseen más especies significa que constituyen el punto de encuentro entre las etapas sucesionales tempranas y las avanzadas, pero su complejidad estructural todavía no se ha desarrollado.

Evidentemente el número de especies presentes en el área de estudio es también un indicador de biodiversidad, pero no se perderán especies mientras existan perturbaciones en forma de bancos de semillas de suelos agrícolas extendidos en el frente de explotación, y comunidades herbáceas poco estructuradas y de amplia distribución geográfica que evolucionan sucesionalmente hacia comunidades de matorral más estructuradas y de distribución geográfica más restringida.

El catálogo florístico resultante asciende actualmente a algo menos de 400 taxones, que han sido incluidos en la base de datos de la *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF).

Desde el inicio del proyecto se han utilizado indicadores de biodiversidad, como el LBI (WWF-UICN, 2012); el desarrollado por Santiago Sardinero para priorizar la revegetación en función de su naturalidad, rango biogeográfico de distribución y vulnerabilidad; y, en la actualidad, el indicador *Biodiversity Index Reporting System* (BIRS), desarrollado por la UICN, junto a Holcim en 2014.

Mantenimiento

El plan de seguimiento informa sobre la velocidad de los procesos sucesionales acelerados mediante la intervención humana. En estos momentos estamos haciendo más esfuerzos en dos procesos:

- Aceleración de la recolonización de la etapa sucesional tardía (chaparral) con sus especies más representativas, pues está resultando evidente su dificultad de recolonización.
- Aceleración de la sucesión desde las etapas herbáceas con especies de amplia distribución geográfica hacia etapas de matorral más estructuradas y con especies de distribución más restringida.

Desviaciones

La aridez del clima ralentiza el funcionamiento de los ecosistemas. En general, el proceso de sucesión natural y, en particular, la recolonización de las etapas sucesionales más avanzadas (chaparral) parece que van a costar más de cien años.

Evaluación final

La cantera de Yepes-Ciruelos del grupo Holcim posee una historia de casi un siglo de explotación. Se ha planificado y monitorizado la restauración ecológica de la cantera desde el año 2003. La cantera es un «laboratorio» vivo para el estudio de la sucesión natural de la vegetación y para las investigaciones sobre aceleración de los procesos naturales en ecosistemas secos-semiáridos.

La valoración realizada de los servicios ecosistémicos (culturales y de regulación) generados en la rehabilitación de la cantera nos ha ayudado a contrastar objetivamente y con referencias de consenso científico internacional que nuestro modelo de restauración ecológica tiene más valor para la biodiversidad y la sociedad que la reversión a uso agrícola o la plantación de monocultivos.

Persistencia de la zona restaurada

La empresa Holcim es la propietaria de los terrenos y titular del derecho minero.

De forma voluntaria, la empresa ha acometido la restauración de unas 150 ha que se explotaron antes de 1982 y que es donde se concentra la mayor parte de la dotación de uso público.

La declaración de impacto ambiental establece que los terrenos restaurados se reviertan a uso forestal. Hay un compromiso de devolución de una pequeña parte de los terrenos una vez finalizada la concesión de explotación (vigente hasta 2044).

A través del acuerdo con la UCLM para la restauración ecológica de la cantera, iniciado en 2006 y que se renueva cada tres años, se lleva a cabo una especie de acuerdo de custodia que garantiza la consecución de los objetivos de biodiversidad a largo plazo.

Presupuesto y financiación

El programa de biodiversidad y educación ambiental incluido en el proyecto de restauración de la cantera de Holcim en Yepes-Ciruelos ha supuesto una inversión de 500.000 € en I+D+i y trabajos de campo y un millón de euros aproximadamente de ejecución material, además del coste de los trabajos de restauración asociados a la minería de transferencia con la reposición de la cobertera vegetal en la plaza de cantera.

Sistemas de control

De forma complementaria a los indicadores establecidos por la UCLM para registrar el incremento de biodiversidad, los resultados de la restauración ecológica se han evaluado con las siguientes herramientas:

- BIRS, elaborado por la UICN con Holcim y que nos sirve para controlar que la restauración va en el buen camino.
- Valoración de servicios ecosistémicos, elaborado por Ecoacsa, y aplicado a este proyecto con la UCLM, que ha sido caso piloto bajo el Proyecto «Contabilidad del Capital Natural y Valoración de los Servicios Ecosistémicos» (NCA VES) de las Naciones Unidas, establecido para avanzar en la agenda internacional de conocimientos sobre contabilidad ambiental y económica.
- Holcim España SAU ha valorado en 2022 este proyecto de restauración según los «Estándares WWF-SER para la certificación de proyectos de restauración de ecosistemas forestales», concluyendo que el proyecto cumple en un 89 % con dichos estándares. La extensión de la cantera de Yepes, con una vocación de restauración siguiendo la sucesión natural vegetal y un uso posterior forestal, nos llevó a verificar el cumplimiento de estos estándares. No obstante, la empresa ha previsto aplicar también los estándares SER (Society for Ecological Restoration) de restauración de espacios mineros en un futuro para incorporar otros aspectos específicos de este sector (seguridad, vigilancia de aportes externos, etc.), y que pueda servir como un modelo de restauración orientado a la restauración ecológica para otros promotores mineros.

Paralelamente, como cualquier otro proyecto minero, se realizará la inspección por parte del órgano sustantivo cuando se den por finalizadas las labores mineras.

Además, Holcim aplica a toda su actividad y relación con proveedores diversos sistemas de seguimiento y certificación en cuanto a controles de legalidad, calidad y seguridad.

Cualificación del personal

En línea con la estrategia de naturaleza de Holcim, para la realización de trabajos de restauración ecológica de canteras y proyectos de uso público y educación ambiental, Holcim establece alianzas con expertos en conservación, como ha sido en este caso la Facultad de Ciencias Ambientales y Bioquímica y el Instituto de Ciencias Ambientales de la UCLM, la pyme Plegadis y la organización no gubernamental Brinzal.

Más información

Vídeo presentación del proyecto:

<https://www.youtube.com/watch?v=xOmidn2HXi8>

Webs:

<https://www.lafargeholcim.es/biodiversidad-castilla-la-mancha>

Infografía. [Innovación y compromiso para la conservación del territorio: recuperación de los valores ecológicos de la Mesa de Ocaña.](#)

GBIF. [Catálogo florístico de la cantera de Yepes-Ciruelos \(Holcim España\).](#)

Informes de terceros:

- 2021. [EU Business@Biodiversity Platform. Assessment of biodiversity measurement approaches for businesses and financial institutions. Case 11: «Biodiversity and Ecosystem Services valuation and accounting tool associated with quarry restoration works by LAFARGEHOLCIM».](#)
- 2021. [United Nations. Business and Natural Capital Accounting Study: Quarry restoration by Holcim–Spain.](#) El resumen de este documento dice: «This case study, completed under the EU-funded Natural Capital Accounting and Valuation of Ecosystem Services (NCAVES) project, examines alignment between the natural capital accounting approach of Holcim in Spain, with the SEEA. The case study focuses on biodiversity measurement for quarry restoration efforts by Holcim».

Comunicaciones técnicas CONAMA:

- 2014. «[Relación entre las propiedades físico-químicas del suelo y los tipos de vegetación durante el proceso de recolonización natural de la cantera de Lafarge en Yepes-Ciruelos \(Toledo\)](#)».
- 2014. «[Priorización de especies y tipos de vegetación para la restauración en una cantera de Lafarge en la mesa de Ocaña \(Toledo\)](#)».

- 2014. «[Experimento en una cantera de Lafarge para fomento de la biodiversidad: aves granívoras e insectos polinizadores](#)».
- 2014. «[Educación ambiental: espejo de las labores de restauración e investigación en la cantera de Lafarge de Yepes-Ciruelos \(Toledo\)](#)».
- 2016. «[Abejas como herramienta de rehabilitación en la cantera LafargeHolcim en la Mesa de Ocaña \(Toledo\)](#)».
- 2016. «[La cantera de LafargeHolcim en la Mesa de Ocaña \(Toledo\): un espacio de encuentro para grupos de interés en investigación, práctica y educación ambiental](#)».
- 2018. «[Aplicación de Técnicas de Restauración Ecológica para el Incremento y Promoción de la Biodiversidad en la Cantera de Yepes-Ciruelos](#)».
- 2019. «[Restauración Ecológica en la Cantera de LafargeHolcim en La Mesa de Ocaña: de la Ciencia a la Práctica](#)».
- 2020. «[La Funcionalidad Evolutiva como mecanismo para la generación de diversidad genética en los fenómenos adaptación y especiación. Caso del género Gypsophila en la Cantera de Yepes-Ciruelos del grupo LafargeHolcim](#)».

Autores: Santiago Sardinero Roscales (Universidad de Castilla-La Mancha); y Pilar Gegúndez y Fernando Pua Horcajo (Holcim España SAU).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA CON BASE GEOMORFOLÓGICA DE LA EXPLOTACIÓN SAN LUIS (GRUPO MINERO GUADAZAÓN) (SICA S. L.).

Localización/Ámbito de la actuación

El proyecto se ubica en el término municipal de Arquisuelas (Cuenca), al lado de la carretera CM-2123, en el punto kilométrico 9.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

SICA S. L.-Euroarce-Grupo SAMCA.

Entidad/es socia/s del proyecto

Departamento de Geodinámica, Estratigrafía y Paleontología, Facultad de Geología, Universidad Complutense de Madrid.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Abril de 2021-noviembre de 2021.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II. Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.).

Ecosistemas afectados

La zona en la que se ubica el proyecto se caracteriza por poseer grandes masas forestales de pinar, entremezcladas con pequeñas parcelas agrícolas. En las masas boscosas aparecen, principalmente, dos especies, que son el *Pinus pinaster* y el *Pinus nigra* como masas mixtas que, en función de las condiciones de los sustratos, pueden ser de una sola especie.

Los hábitats de la directiva presentes en el área son el «Hábitat HIC 9530. Pinares (sud-) mediterráneos de pinos negros endémicos (*Pinus nigra* subsp. *Salzmannii*)».

Otros hábitats presentes en el área que pueden identificarse en los claros y zonas degradadas de las masas boscosas son el «HIC 4090. Brezales oromediterráneos endémicos» y el «HIC 6220. Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Theuro-Brachypodietea*», que se corresponde con pastos xerófilos más o menos abiertos formados por diversas gramíneas y pequeñas plantas anuales, desarrollados sobre sustratos secos, ácidos o básicos, en suelos generalmente poco desarrollados.

A partir de los datos del inventario realizado acerca de la vegetación en el entorno del proyecto, y del análisis de las fotos aéreas previas al inicio de la explotación minera, se puede concluir que los terrenos afectados por la explotación minera se correspondían con algunas parcelas de cultivo y con una masa mixta de *Pinus pinaster* y *Pinus nigra* con un sotobosque no muy denso dominado por especies como el romero (*Rosmarinus officinalis*), el tomillo (*Thymus vulgaris*), la coscoja (*Quercus coccifera*) y el enebro (*Juniperus oxycedrus*).

Motivación para desarrollar el proyecto

Con la adquisición de los activos mineros de la empresa CAOLINA por SICA, en el año 2012, se asumieron las obligaciones legales respecto de la restauración de la explotación minera, la cual a esa fecha se encontraba ya agotada y pendiente de restaurar.

Al abordar la restauración del espacio minero degradado, se planteó no sólo cumplir con la estricta obligación legal, sino también contribuir al desarrollo de nuevas soluciones de restauración para este contexto fisiográfico que pudieran ser aplicables, más adelante, en otros frentes o explotaciones similares.

En este caso, es de destacar que la actuación se ha planteado como una solución que no se queda en un mero proyecto demostrativo o piloto, y por tanto como una actuación puntual. Las soluciones implementadas y las experiencias adquiridas en la concesión de explotación San Luis han sido transferidas, de modo casi inmediato, a las explotaciones activas cercanas como la explotación Frente 1-M.^º Pilar VII. Siendo, por ello, el segundo ejemplo nacional y europeo de una explotación en activo en la que se aplican las técnicas de restauración minera progresiva con base geomorfológica.

Diagnóstico ecológico

El estado previo a la restauración realizada de la explotación San Luis, que ocupa una superficie de 14 ha, era el de un hueco minero degradado con materiales arenos-arcillosos directamente expuestos, tanto del sustrato como de escombreras, sujetos a intensos procesos activos erosivos de erosión laminar en surcos y en cárcavas.

El estado de la explotación San Luis no permitía una recuperación espontánea de la cubierta edáfica y vegetal. El motivo es que, si bien a la zona podían llegar propágulos (semillas) de la vegetación del entorno, la intensa erosión hídrica ocasiona un transporte y evacuación de las mismas, y de posibles nutrientes, bien hacia los huecos endorreicos, bien hacia el exterior. En definitiva, los procesos de edafogénesis y colonización vegetal estaban bloqueados. Asimismo, la actividad extractiva había modificado la red hidrográfica y el drenaje de la mayoría de esta superficie se realizaba hacia tres huecos endorreicos, si bien el ubicado más al este conectaba por rebose, a través de un pequeño tributario, con el Arroyo del Prado de la Olmeda.

El entorno es un extenso territorio formado por las gargantas del río Cabriel y sus afluentes. Todo el recorrido se caracteriza por los sustratos calizos en los que se originan cortados que permiten la nidificación de las aves rupícolas, resultando una de las zonas más importantes de la provincia de Cuenca para la conservación de especies como el águila azor-perdicera (*Aquila fasciata*), el águila real (*Aquila chrysaetos*), el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), el búho real (*Bubo bubo*) y el águila culebrera europea (*Circaetus gallicus*). También son importantes las comunidades de mamíferos, peces, anfibios y reptiles.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo inicial planteado con la rehabilitación del espacio minero degradado era establecer las bases para la recuperación de los ecosistemas de referencia y conseguir la integración paisajística de la explotación.

Los ecosistemas de referencia son dos. En primer lugar, el bosque de *Pinus nigra* existente en el entorno y que se corresponde además con el estado previo de los terrenos. Adicionalmente, la explotación había generado unas lagunas endorreicas y se planteó mantener estas como punto de atracción de fauna mejorando el acceso a ellas y planteando medidas adicionales para el fomento de la biodiversidad.

Marco legal

La legislación básica que sirve de marco para el desarrollo del proyecto es la siguiente:

- Ley 22/1973, de 21 de julio de 1973, de Minas.
- Real Decreto 975/2009, de 12 de junio de 2009, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.
- Real Decreto 2857/1978, de 25 de agosto, del Reglamento General para el Régimen de la Minería.
- Decreto 485/1962, de 22 de febrero, por el que se aprueba el Reglamento de Montes.
- Ley 3/2008, de 12 de junio, de Montes y Gestión Forestal Sostenible de Castilla-La Mancha.

Acciones de restauración

Las actuaciones de restauración se centraron en:

- Diseñar unas topografías hidrológicamente funcionales, con redes de drenaje que se integren y complementen con las del entorno, y con los huecos endorreicos existentes.
- Establecer, sobre estas nuevas topografías, propuestas para la recuperación de los procesos edafogenéticos y de una cubierta vegetal adecuada a este entorno.

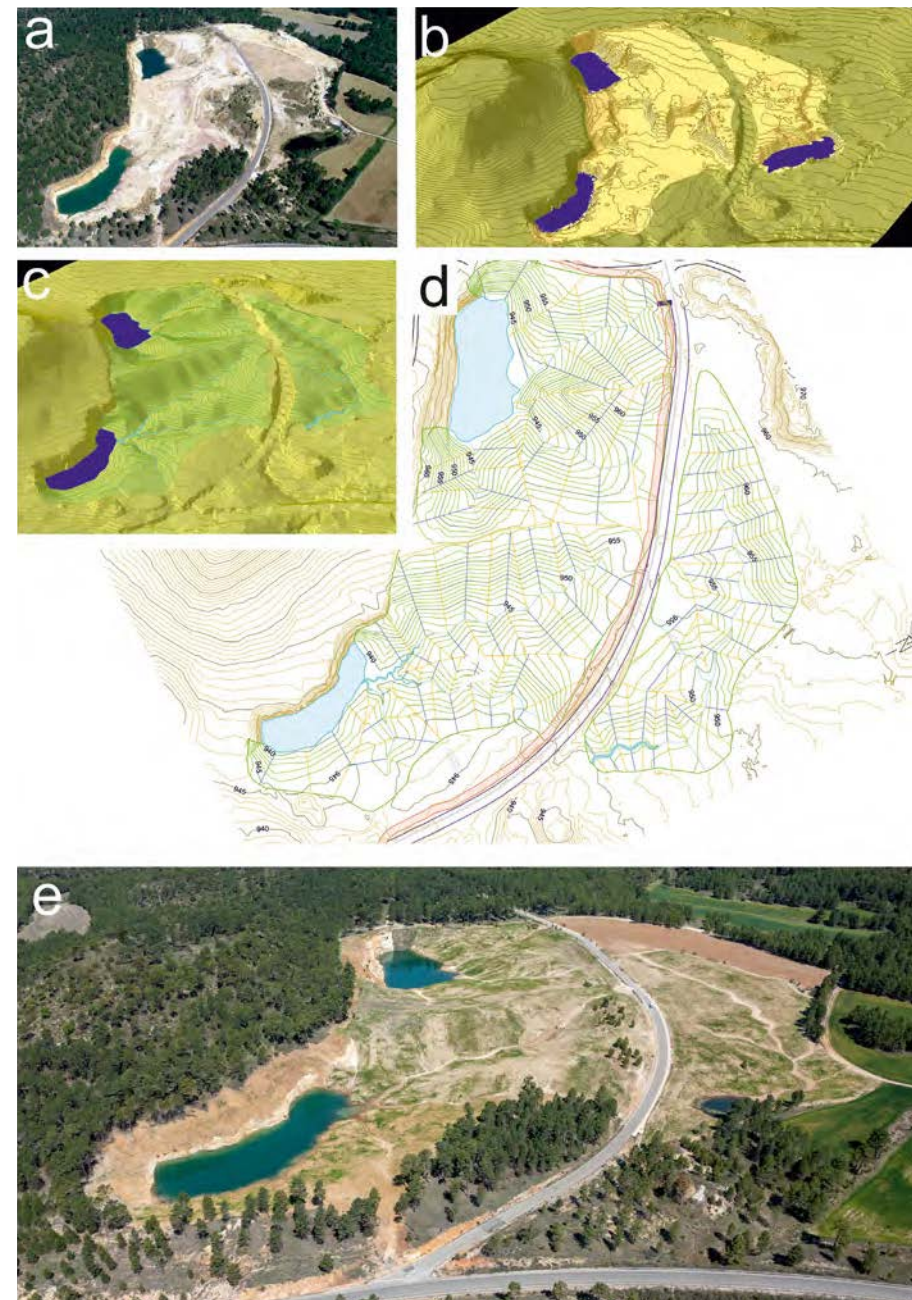
En los **aspectos geomorfológico e hidrológico**, se ha cuidado en extremo el enlace entre las superficies restauradas y los relieves de los terrenos no modificados por la actividad extractiva, de modo que la fusión y transición entre ambas es magnífica. Pero también este proyecto de restauración es pionero, a nivel nacional, en la combinación de medidas de estabilización de drenajes «naturales» (que replican las redes fluviales naturales) con armados de roca caliza (en dos de los canales) y con manta orgánica (en uno de los canales, por el que circulará el mayor caudal en las venidas de agua).

En el **aspecto edáfico**, ante la ausencia de sustratos con capacidad edáfica adecuada, la principal innovación ha sido la «fabricación» de un sustrato que aúna propiedades físicas y químicas características de formaciones superficiales de tipo «coluvión», y de los suelos desarrollados sobre las mismas. Así, se ha procedido a realizar una mezcla de gravas de roca caliza, materiales de textura limosa (estériles mineros con cierta capacidad edáfica) y estiércol de oveja de la zona.

En las zonas de mayor pendiente se ha procedido al extendido de restos orgánicos de tala y poda en el monte cercano. Esta práctica, que es muy común en Australia, es aún totalmente novedosa en España.

En cuanto a **la vegetación**, se han realizado la siembra de herbáceas y gramíneas y la plantación de arbustivas y arbóreas de especies autóctonas de la zona, principalmente en cuanto a las arbóreas, *Pinus nigra*.

En el ámbito de **la fauna**, entre otras medidas, queremos destacar que se han instalado «perchas» o «posaderos» de aves, con el fin de favorecer la dispersión de semillas por zoocoria, así como tocones de madera y restos de troncos para favorecer la presencia de insectos xilófagos que sirven de alimento para diferentes especies de aves.



➤ **Figura 1.** Situación inicial (a y b), proyecto (c y d) y situación final (e). **Autoría:** SICA S. L.-Euroarce-Grupo SAMCA.

Resumen

- **Remodelado del terreno:** reconstrucción topográfica y de la red de drenaje.
- **Instalación de refuerzos en canales** con la colocación de armados de roca caliza (dos canales) e instalación de manta orgánica (un canal).
- **Reconstrucción de un sustrato edáfico:** al tratarse de una zona ya explotada, y no existir un acopio utilizable de los suelos originales, fue necesario adquirir enmienda orgánica (estiércol) y *mulch* de rocas calizas (aportando este pedregosidad superficial).
- **Extendido de restos vegetales** provenientes de talas y podas del monte en los taludes de mayor pendiente, minimizando erosión por escorrentía, aumentando la infiltración y aportando una cantidad importante de semillas que acompañan a los restos. Parte de estos restos fueron triturados para comparar cómo actúan en función del tamaño.
- **Siembra y plantación** de las especies autóctonas de la zona, principalmente en cuanto a las arbóreas, *Pinus nigra*.
- **Instalación de perchas o poleiros** para avifauna dispersadora de semillas (proceso de zoocoria).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se han desarrollado diferentes jornadas en las que han participado especialistas en diferentes ramas de la rehabilitación de terrenos y estudiantes.

- I Jornada de campo de la Red de Restauraciones Mineras, grupo de reciente creación (30 asistentes).
- Jornada explicativa del proyecto a personal de explotaciones suecas donde se está valorando implantar estas geomorfologías (12 asistentes).
- Visita de estudiantes de 2.º de Bachillerato del Instituto Los Olmos (Albacete) (25 asistentes).
- Visita de estudiantes del Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas de la Universidad Politécnica de Madrid (primera semana de junio de 2022) (20 asistentes).

Seguimiento de la RE

Los principales indicadores para el seguimiento son los siguientes:

- Revisión del estado general de los taludes.
- Control de la aparición de procesos erosivos tanto en los taludes como en los canales.
- Seguimiento de las diferentes medidas de estabilización implementadas en los canales con el objeto de determinar cuál de ellas es la más adecuada, armados de roca caliza frente a protección con manta orgánica.
- Seguimiento de la revegetación: grado de cobertura, desarrollo vegetativo y marras.

El estudio de la evolución de los relieves construidos, tanto de la morfología general como de los canales, se está realizando con fotografías aéreas y levantamientos topográficos mediante técnicas de fotogrametría con dron.

En el caso de la vegetación, se está realizando el seguimiento mensual de campo y semestral de imágenes con dron de la cobertura vegetal, así como de la composición de especies. Respecto de la plantación, se está realizando el seguimiento de supervivencia y crecimiento de los plantones.

Mantenimiento

El área restaurada se encuentra cercana a las actuales explotaciones de las que la empresa SICA es titular en la zona, por lo que, de ser necesarios trabajos de mantenimiento, estos se realizarán con los medios de que SICA dispone en la zona, si bien los trabajos ejecutados con maquinaria finalizaron hace más de doce meses y no ha sido necesario realizar mantenimiento alguno al respecto. Actualmente, se está realizando el seguimiento de la evolución de la vegetación y, en este caso, se ha ejecutado algún trabajo posterior, como ha sido un abonado en la primavera de 2022 para favorecer la revegetación.

Desviaciones

A partir del seguimiento realizado se observa que, pasado el primer año desde la siembra, el grado de cobertura vegetal no es homogéneo en todos los taludes y que el desarrollo de las plantas del estrato herbáceo es menor del esperado, con la excepción de las zonas que se cubrieron con restos vegetales. El hecho parece que podría estar motivado porque el «suelo» reconstituido no ha resultado ser el óptimo para el desarrollo de la vegetación por dos razones.

En primer lugar, por la heterogeneidad final de los suelos que presentan zonas de consistencia muy arenosa que forma una costra superficial dura y que, en ausencia de lluvias, dificulta la germinación. Asimismo, las precipitaciones durante el último año en la zona han sido inferiores a las normales.

En segundo lugar, por una baja proporción de materia orgánica. Aunque se empleó estiércol curado de oveja para enriquecer el suelo, posiblemente la dosis empleada debería haber sido mayor. En el otoño de 2022 se ha procedido a aplicar un abonado con el fin de fomentar un mejor desarrollo de la vegetación.



> **Figura II.** Vista aérea del estado previo. Realizada en julio de 2020. **Autoría:** SICA S. L.-Euroarce-Grupo SAMCA.



> **Figura III.** Vista aérea de la restauración ejecutada. Realizada en mayo de 2022. **Autoría:** SICA S. L.-Euroarce-Grupo SAMCA.

Evaluación final

El proyecto se ha ejecutado en su totalidad según el nuevo plan de restauración que se presentó a la Administración, y esta ha realizado ya la inspección a través de los técnicos de medio ambiente de Cuenca, para dar el visto bueno a los trabajos ejecutados.

El objetivo de integración paisajística del espacio minero degradado se ha conseguido plenamente, tal como se puede apreciar en las fotografías que se incluyen. Si bien es todavía prematuro valorar la consecución del objetivo de desarrollar un ecosistema funcional integrado en el entorno natural, se espera una evolución positiva en los próximos años.

Se ha constatado el excelente resultado de la revegetación en las áreas en las que se han extendido restos vegetales, aun siendo estas las de taludes de mayor pendiente.

Aunque localmente se han producido pequeños regueros en algunos taludes, estos corresponden a los ajustes normales esperables en los primeros años. Por otra parte, los canales principales diseñados han funcionado adecuadamente y apenas han sufrido procesos erosivos, quedando estos restringidos a un pequeño tramo al final en respuesta a los cambios del nivel de agua en la laguna provocados por el estiaje.

Los arrastres de finos en los canales han contribuido a la creación de pequeños deltas en las lagunas sobre los que se está desarrollando un carrizal, lo que favorece el proceso de naturalización. Se ha observado la presencia de anfibios y la utilización de las lagunas por aves ligadas a estos medios. Asimismo, se observa que el espacio es utilizado habitualmente por mamíferos ungulados ligados al medio forestal que también han podido contribuir a limitar el desarrollo de la vegetación en algunas zonas y provocar algunas marras en la plantación de arbóreas y arbustivas.

Persistencia de la zona restaurada

Las zonas restauradas se ubican en terrenos de monte de utilidad pública con gestión municipal y terrenos municipales agrícolas. Son colindantes con una zona LIC y ZEPA Hoces del Cabriel, Guadazaón y Ojos de Moya (código LIC ES4230013 y código ZEPA ES0000159).

Por lo tanto, existe un alto grado de certidumbre y garantía en la conservación de las zonas restauradas. Con ello, se garantiza una custodia de los terrenos por la Administración Regional de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

Presupuesto y financiación

Presupuesto de 250.000 €, financiación propia.

Sistemas de control

No se han implementado sistemas de control conforme a estándares de sistemas de certificación.

Cualificación del personal

Diseño

José Francisco Martín Duque, doctor en Geología, máster en Evaluación y Corrección de Impactos Ambientales, profesor titular del Departamento de Geodinámica, Estratigrafía y Paleontología, Facultad de Geología, Universidad Complutense de Madrid, experto en restauración geomorfológica en minería.

María Tejedor Palomino, licenciada en Geología, experta en restauración geomorfológica, Departamento de Geodinámica, Estratigrafía y Paleontología, Facultad de Geología, Universidad Complutense de Madrid.

Ejecución

Javier Álvarez González, ingeniero de minas, especialidad de laboreo y máster en prevención de riesgos laborales. Director facultativo en Grupo SAMCA.

Luis Miguel Trigueros Ramos, geólogo y eurogeólogo. Responsable de producción de SICA S. L.

Oscar Gutiérrez Estrada, responsable de Tayser en las explotaciones de SICA S. L.

José Alfonso Marín Gardón, operador de *bulldozer* de Tayser.

José Luis Cano Escribano, operador de retroexcavadora de Tayser.

Revegetación

Julián Valdivia Garrido, experto en restauraciones paisajísticas y ambientales. Gerente de Reforestaciones y Viveros S. L.

Marta Hidalgo Lancho, ingeniera agrícola. Experta en desarrollo agrario y ambiental. Técnico de Reforestaciones y Viveros S. L.

Más información

Autor: Javier Álvarez González (Grupo SAMCA).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN Y REVEGETACIÓN EN LA PLANTA FOTOVOLTAICA NÚÑEZ DE BALBOA

Localización/Ámbito de actuación

La zona de actuación se localiza en los términos municipales de Usagre e Hinojosa del Valle (Badajoz), en la planta fotovoltaica Núñez de Balboa, instalada en una superficie de 855 ha.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Proyecto Núñez de Balboa, S. L. (Sociedad de Iberdrola España).

Entidad/es socia/s del proyecto

EcoEnergías del Guadiana, S. A.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Las actuaciones principales se realizaron en los años 2020-2022. Sin embargo, el trabajo de restauración se llevará a cabo a lo largo de cinco años, hasta completar todas las actuaciones.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

El origen de la perturbación o la degradación del espacio podría entenderse como la instalación de la fotovoltaica Núñez de Balboa (**Grupo IV**). Pero, si bien es cierto que las obras para la instalación supusieron una nueva perturbación en los terrenos, previamente el suelo en el que se instaló la fotovoltaica, y donde se han proyectado las actuaciones de restauración, ya se encontraba degradado, principalmente por la práctica agrícola prolongada y la sobrecarga ganadera (**Grupo I**).



Figura 1. Vista aérea de la planta fotovoltaica Núñez de Balboa.
Autoría: Iberdrola.

Ecosistemas afectados

El área donde se ubica la implantación era un territorio constituido por una matriz agraria destinada al cultivo de cereales de secano, con pequeñas extensiones prácticamente testimoniales de pastizales naturales. La zona también soportaba una carga ganadera sin regular. Ambas actividades conllevaban la inexistencia de individuos que concordasen con la vegetación potencial correspondiente a las series de vegetación de la zona.

Esto suponía que el área ocupada por la planta fotovoltaica no se localiza dentro de ningún hábitat de interés comunitario.

Por tanto, los ecosistemas afectados de partida se correspondían con ecosistemas agrícolas y ganaderos, con un alto grado de explotación, con la potencialidad de albergar series de vegetación más desarrolladas, presentes en zonas circundantes a la planta, pero cuyo uso previo no lo permitía.

Motivación para desarrollar el proyecto

La instalación de la planta fotovoltaica y el compromiso con la protección del medio ambiente y la conservación de la biodiversidad han motivado este plan de renaturalización del suelo y revegetación en el área que ocupa la instalación.

No es posible mantener la biodiversidad del planeta en un nivel aceptable exclusivamente mediante la conservación de zonas prioritarias, por lo que es indispensable mantener la integración ecológica en todas las actividades que se vayan a desarrollar. Las energías renovables son un paso ineludible hacia la descarbonización y hacia la sostenibilidad y, cuando estas se implantan en terrenos rurales, son una oportunidad única para integrar estas instalaciones de manera que creen un hábitat naturalizado y de calidad que sea capaz de albergar un ecosistema adaptado y biodiverso, sin que ello afecte al rendimiento de la generación energética.

Desde el inicio de la planificación del proyecto, se han buscado oportunidades para restaurar los terrenos y fomentar la biodiversidad, estableciendo un diálogo constante con diversos organismos, como la Confederación Hidrográfica del Guadiana, la Dirección General de Medio Ambiente y la Dirección General de Bibliotecas, Museos y Patrimonio Cultural de la Junta de Extremadura. La Declaración de Impacto Ambiental del proyecto (Resolución, de 17 de noviembre de 2017, de la Dirección General de Calidad y Evaluación ambiental) recoge los condicionados de dichos organismos fruto del trabajo conjunto, además de otros imperativos legales que se han cumplido y llevado a cabo por parte del promotor del proyecto.

Diagnóstico ecológico

La ubicación de la implantación es un área que ha sido fuertemente explotada por la agricultura, la cual ejerce una presión sobre el suelo que conlleva la incorporación de químicos que afectan a la fauna del lugar y, de la misma manera, afectan a las aguas superficiales por escorrentía y a las subterráneas por infiltración. Los pocos restos de vegetación natural existentes en el área aparecen sobre todo en las áreas de mayor relieve, donde perviven de forma aislada encinares aclarados, coscojares y abundantes matorrales, mientras que el resto del territorio, de suelos relativamente pobres, ha sido ampliamente transformado para posibilitar las prácticas agrícolas y el pastoreo extensivo. Actualmente, el paisaje vegetal del territorio donde se levanta la planta fotovoltaica aparece ocupado por extensas áreas completamente desarboladas con algún que otro ejemplar de encina.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El proyecto de restauración y revegetación se lleva a cabo con la finalidad de que el parque fotovoltaico genere un impacto positivo sobre la biodiversidad, compensando los impactos derivados, principalmente, de la ocupación de suelo y encaminado a la conservación de especies. La mejora del hábitat tiene el objetivo de mejorar la calidad del suelo y la capacidad de acogida de especies pioneras, que más tarde serán sustituidas por otras más específicas. Las actuaciones que se proponen tienen la finalidad de iniciar y/o acelerar procesos que facilitan la recuperación del ecosistema, teniendo en cuenta su propia capacidad de estabilización y autorregulación a corto, medio y largo plazo, manteniendo la compatibilidad con la instalación, pero generando comunidades vegetales autóctonas que permitan alcanzar etapas de sustitución más desarrolladas dentro de las series biogeográficas potenciales.

Desde el punto de vista biogeográfico, la zona se incluye en la región mediterránea, provincia luso-extremadureña, sector mariánico-monchiquense. La vegetación potencial estaría dominada por dos series mesomediterráneas del encinar, concretamente la serie mesomediterránea luso-extremadureña silicícola de la encina (*Pyro bourgaeana-Querceto rotundifoliae sigmetum*) y la serie mesomediterránea bética-marianense y araceno-pacense basófila de la encina (*Paeonio coriaceae-Querceto rotundifoliae sigmetum*). Esta última aparece representada en las inmediaciones del área de implantación con abundante presencia de coscojares (*Crataego monogynae-Quercetum cocciferae*), que constituyen las primeras etapas de sustitución del encinar basófilo.

Por lo que respecta a la composición geológica, el territorio es relativamente complejo, con presencia de rocas del complejo vulcano-sedimentario andesítico de notable antigüedad (630 millones de años), con presencia de rocas paleozoicas, tanto de naturaleza ácida como básica (areniscas, pizarras, calizas, etc.) de los periodos Devónico, Carbonífero y Cámbrico. En el área de implantación existe una importante presencia de calizas con calcarenitas y lutitas que condicionan en buena medida la vegetación existente.

Marco legal

La resolución de la Declaración de Impacto Ambiental marca las actuaciones compensatorias que el proyecto fotovoltaico debe ejecutar para el aumento de la biodiversidad de la zona.

La Resolución de 17 de noviembre de 2017, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se formula **declaración de impacto ambiental del proyecto** Instalación fotovoltaica Núñez de Balboa de 500 MW, subestación eléctrica a 30/400 kV y la línea eléctrica a 400 kV para la evacuación en Usagre, Hinojosa del Valle y Bienvenida (Badajoz).

Acciones de restauración

La renaturalización del hábitat está presente desde la fase de planificación, donde se ha tratado de minimizar los impactos sobre la biodiversidad, de tal manera que la disposición de los casi millón y medio de paneles ha respetado los corredores ecológicos.

Asimismo, en su instalación se ha minimizado la afección al suelo y a la capa vegetal, minimizando la cimentación, ya que los seguidores donde se apoyan los paneles se han instalado mediante hincado y evitando los movimientos de tierras, manteniendo la capa de suelo orgánico en la medida de lo posible y conservándola y reutilizándola en los casos donde no lo fuera, con el fin de mantener el suelo fértil existente.

El hecho de que se disminuya y regule la actividad agrícola y ganadera y se abandone el uso de productos químicos ligados a estas actividades, tanto fertilizantes como biocidas y herbicidas, sumado también a que la propia sombra que generan los paneles sobre el suelo, permite unas condiciones ambientales más diversas pudiendo, por ejemplo, mantener una mayor humedad en el suelo, facilitando el desarrollo de la flora autóctona que así lo requiera y, con el paso del tiempo, conseguir que este ecosistema, que antes prácticamente era un monocultivo, tenga una mayor biodiversidad.

Además, la existencia en zonas cercanas a las seleccionadas para el proyecto de especies de gran valor conservacionista ponía de manifiesto el potencial que estos terrenos tenían para su restauración, ligada a una gestión adecuada.

A continuación, se especifican otras actuaciones destinadas a la restauración ambiental:

- **Minimización de los vallados interiores** existentes en la planta proyectada e instalación de un vallado perimetral con cuadrículas de 15 x 15 cm en la parte inferior, permitiendo el paso de fauna y la conectividad ecológica.
- **Microbosquetes** en lugares seleccionados con el objetivo de que sirvan de refugio para animales y para fomentar el anidamiento de las aves. Estas islas se protegieron frente a la herbivoría y se espera que sirvan en un futuro de áreas de refugio y, sobre todo, que sirvan de fuente de especies potenciales que desde estas zonas colonicen otros lugares de la planta fotovoltaica.
- **Creación de una franja vegetal** paralela al perímetro en zonas determinadas de retamar y encinar que se proteja del ramoneo mediante una malla ganadera y que permita la regeneración natural de estas franjas potenciadas por el efecto atrayente de la retama que, mediante su sombreado parcial, favorece el desarrollo de especies con mayores exigencias de humedad y estrés térmico.
- **Control de la vegetación con ganado ovino.** El control de la vegetación en el interior de la planta se hace mediante aprovechamiento ganadero. Asimismo, se realiza un control de la carga ganadera mediante un bioindicador, la altura del pasto, para verificar que no existe sobrepastoreo. Esta compatibilización de actividades aporta también beneficios para la restauración, pues, además de mantener los pastos a diente, favoreciendo la germinación de especies que necesitan cierto grado de radiación solar y son competidoras menos eficaces, los animales favorecen la dispersión de especies mediante zoocoria, dispersión favorecida que sería necesaria en una zona tan extensa donde previamente se localizaba un monocultivo.

- **Bebederos para las ovejas.** Inclusión de bebederos en cada cerca ganadera para el ganado ovino, evitando la necesidad de utilización de las charcas preexistentes por el ganado, con el fin de conservar la vegetación presente en estas.
- **Reserva de flora y seguimiento de orquídeas.** Durante la construcción de la planta, se evitó la afección a una zona donde se detectaron orquídeas vallando la zona y evitando la localización de infraestructuras, algo que se mantiene durante la fase de operación de la planta. Se dispone de un área de 7,6 ha ubicada dentro del perímetro de la instalación que se ha vallado para establecer una reserva de flora protegida. En ella se van a conservar, además de las orquídeas, otras especies de flora, como la especie del género *Anthyllis*, que se introducirá desde el banco de germoplasma por técnicos de la junta de Extremadura, que también corroboran la correcta gestión del área para el mantenimiento de las especies objetivo. Esta reserva de flora tiene gran valor para la conservación de los recursos genéticos.
- Fomento de los ecosistemas ligados a las masas de agua preexistentes, regulando **el pastoreo en las zonas de charcas y arroyos preexistentes** y reforzando con plantaciones de tamujares y adelfares para que la fauna de la zona disponga de refugios cercanos a los puntos de agua, que si no se sobreexplotan pueden mantenerse también en verano
- **Creación de acuerdos de custodia del territorio para la protección de aves esteparias.** Durante 2021, concretamente, se han realizado actuaciones de retraso de cosecha para asegurar la nidificación de aves esteparias presentes en la zona y se han sembrado de cereal de secano y otros cultivos que favorecen a este grupo de avifauna.
- Restauración de la cubierta de una edificación existente cercana a la instalación que antaño era utilizada como primillar, para recuperar dicha función.
- Instalación de cajas nido para aumentar la disponibilidad de refugios y zonas de nidificación para las aves.
- Adquisición y colocación de veinte **cajas para murciélagos** a instalar en las edificaciones auxiliares de la planta o donde se consensue con el órgano ambiental.
- Permitir la **instalación de colmenas de apicultores** locales en las diferentes épocas de floración dentro de los terrenos de la planta. La actividad apícola aumenta la polinización por zoófila, acelerando la reproducción de las especies vegetales ligadas a estas presentes en la zona, favoreciendo a estas especies frente a las especies usadas en los monocultivos previos con polinización principalmente anemófila.
- **Restauración vegetal del cauce** «Arroyo Pozo Carvajal» mediante la plantación de tamujares y fresnos a lo largo de 1.500 m del área de influencia del arroyo.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Las acciones llevadas a cabo para la renaturalización de los terrenos son fruto del trabajo conjunto con organismos como la Confederación Hidrográfica del Guadiana; los organismos ambientales, tanto ministeriales como autonómicos; y la Dirección General de Bibliotecas, Museos y Patrimonio Cultural de la Junta de Extremadura; además de asociaciones, fundaciones o empresas autonómicas a las que no sólo se ha tenido en cuenta para la propuesta, sino también para la ejecución de las medidas. Las acciones descritas han sido consensuadas entre los grupos de interés, habladas y consensuadas durante el proceso de información pública al que se somete el proyecto en el trámite de evaluación de impacto ambiental. Todos los informes de seguimiento son presentados a la Junta de Extremadura con la evolución de las acciones implementadas. Asimismo, se llevan a cabo acciones colaborativas con grupos de interés:

- **Seguimiento de aguiluchos.** Durante 2020 y 2021 se ha colaborado en la campaña anual de censo y conservación de la población de aguilucho cenizo, lagunero y pálido, que se realiza entre la Junta de Extremadura y el Grupo Extremeño de Aguiluchos (en adelante, GEA).
- **Seguimiento y radiomarcaje de sisones.** En colaboración con la Junta de Extremadura y las Universidades de Oporto y Lisboa, se está realizando el radioseguimiento de cuatro sisones para el análisis del uso del espacio por esta especie y la adopción en su caso de medidas de gestión adicionales.
- Acuerdo de colaboración para la conservación de aves esteparias de Extremadura, Campaña 2020, liderado por la Coordinadora de Esteparias de la Junta de Extremadura y coordinado con el GEA para realizar actuaciones de conservación en el entorno de la planta, y que estas sean tanto para sisón y avutarda como para cenizo.
- Apicultores y ganaderos locales, mantienen actividades tradicionales sostenibles y compatibles con la actividad principal, fomentando los servicios ecosistémicos disponibles en la zona.

Seguimiento de la RE

Se establece un plan de vigilancia ambiental que incluye un seguimiento visual mensual de la zona y del estado de la restauración, diagnosticando las posibles desviaciones y proponiendo posibles soluciones.

Se realizan informes mensuales de seguimiento y un informe anual. En estos informes, se toman de base bioindicadores de riqueza y abundancia de especies, estudiando las especies, tanto de flora como de fauna, que estaban antes de ejecutar las medidas, además de compararse los datos con las especies que se estudian en un área testigo, representativa de la zona fuera de la implantación.

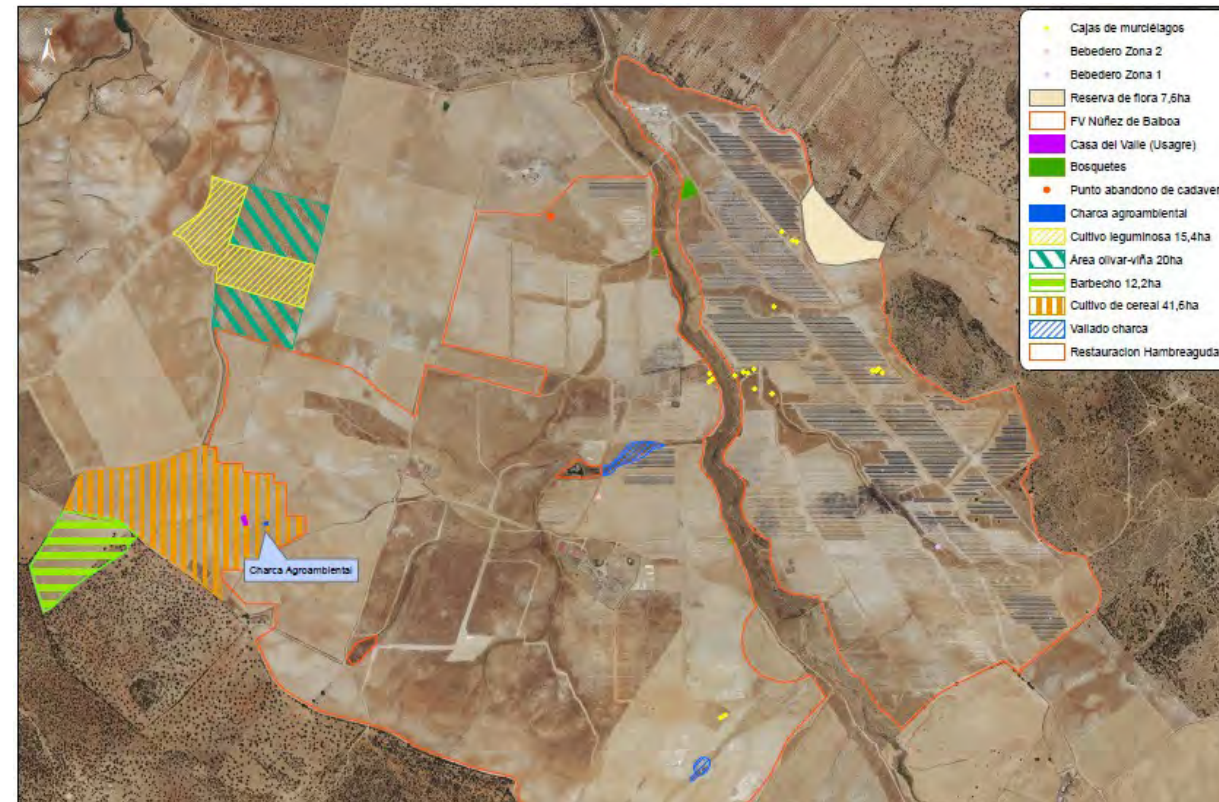


Figura II. Mapa de las medidas de restauración y revegetación en la planta fotovoltaica Núñez de Balboa. Autoría: Iberdrola.



Figura III. Vista de una de las charcas agroambientales presentes en el interior de la planta fotovoltaica. Autoría: Iberdrola.

Se analizan los siguientes índices:

- Índices kilométricos de abundancia, riqueza de especies y densidad.
- Índices de diversidad de Margalef y similitud de Sorensen.
- Porcentaje de supervivencia de las plantaciones ejecutadas y porcentaje de necesidad de reposición de marras.
- Altura de la vegetación herbácea y eficacia de la gestión ganadera sostenible.

Mantenimiento

La definición de las actuaciones de mantenimiento (podas, desbroces, reposición de marras, añadir número de individuos) serán evaluadas tras los informes de seguimiento.

Desviaciones

Al estar al inicio de las actuaciones, aún no han surgido desviaciones. Sin embargo, en el desarrollo de las actuaciones y en los informes de seguimiento se ha constatado que una buena gestión del ganado es esencial para un correcto control de la vegetación y para el éxito de la restauración. Además, se ha observado que en algunas zonas la restauración y conservación de algunas especies de interés requerirá una mayor limitación del acceso de ungulados a la zona, pudiendo ser necesario el refuerzo del vallado en algunas zonas concretas para evitar los efectos adversos.

Evaluación final

El resultado final de esta actuación es la implantación de una planta fotovoltaica fuertemente integrada en un territorio cuya diversidad ha aumentado, existiendo:

- Áreas forestales o semiforestales (encinar-coscojar, dehesas de encina, matorrales, restos de vegetación de ribera, etc.) en los propios límites de la planta.
- Cauces fluviales de fuerte estiaje y algunas charcas ganaderas bastante naturalizadas.
- Parches de vegetación natural (pastos y herbazales fundamentalmente) en el interior de la planta fotovoltaica, ya que se han dejado intencionalmente grandes extensiones de territorio sin cubrir por placas. Se ha observado la colonización en algunas zonas de la *Lavatera triloba*, especie de malva en el catálogo de especies amenazadas de la comunidad extremeña, y del coleóptero ligado a ella, *Plagionotus andreui*, que está considerado como vulnerable en Extremadura y cuya presencia en la planta ya se ha constatado.
- Una consolidada comunidad de aves cuya riqueza sigue en aumento pero que ya mantiene unos niveles de diversidad aceptables y apoyados, en buena medida, sobre una cierta diversidad ambiental en el entorno.



➤ **Figura IV.** *Lavatera triloba*. **Autoría:** Iberdrola.

Persistencia de la zona restaurada

Los terrenos sobre los que se ha instaurado la planta fotovoltaica y los ecosistemas que a ella se han asociado van a ser gestionados y mantenidos durante los próximos cuarenta años, por lo que la persistencia de los hábitats y su diversidad quedan aseguradas durante todo este periodo de tiempo.

Además, la existencia de un plan de vigilancia ambiental supervisado por la Administración autonómica durante toda esta vida útil da pie a la vigilancia y adaptación de todas las medidas de conservación, pudiendo verificar la eficacia de las mismas y proponer nuevas actuaciones a lo largo del tiempo.

Presupuesto y financiación

La inversión total para la ejecución de todo el proyecto asciende a 290 millones de euros, incluyendo la construcción de la planta fotovoltaica y las acciones ambientales llevadas a cabo.

Sistemas de control

Se han instalado emisores de radioseguimiento para sisón, suministrado por el Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat (GREFA), y cámaras de fototrampeo dotadas de sensores infrarrojos y activadas por movimiento para el estudio de la fauna nocturna. Además, se realizará un seguimiento de la evolución de las poblaciones de conejos y liebres dentro de la planta. La monitorización se extenderá durante toda la vida útil del proyecto.

Se realizarán visitas por personal especializado de acuerdo al plan de vigilancia ambiental.

Cualificación del personal

Todos los integrantes del equipo disponen de licenciatura en biología, ciencias ambientales, ingeniería ambiental, forestal o agrícola, disponiendo de una experiencia variable, aunque los responsables del equipo disponen de una experiencia mínima de entre tres y cinco años.

También se ha contado con la colaboración y asesoramiento de las Administraciones públicas, de empresas, fundaciones y asociaciones autonómicas especializadas en la restauración y gestión ambiental, con alta experiencia a nivel autonómico, nacional e incluso internacional, para la aplicación de las medidas, el seguimiento de su eficacia y la aplicación de medidas concretas que requerían una especialización muy elevada.

Más información

Autoría: Iberdrola S. A.



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN Y REVEGETACIÓN EN LA PLANTA FOTOVOLTAICA ORIOL (CECLAVÍN)

Localización/Ámbito de actuación

La zona de actuación se localiza al norte de la localidad de Ceclavín (Cáceres), en la planta fotovoltaica de Oriol, instalada en una superficie de 764,88 ha.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Dehesa Solar Sur, S. L. (sociedad de Iberdrola España).

Entidad/es socia/s del proyecto

EcoEnergías del Guadiana, S. A.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Las actuaciones se iniciaron en los años 2020-2022. Sin embargo, el trabajo de restauración se llevará a cabo a lo largo de cuatro años, hasta completar todas las actuaciones.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

El origen de la perturbación o la degradación del espacio podría entenderse como la instalación de la FV Oriol («Grupo IV»). Pero, si bien es cierto que las obras para la instalación supusieron una nueva perturbación en los terrenos, previamente el suelo en el que se han proyectado las actuaciones se encuentra degradado, principalmente por la práctica ganadera prolongada («Grupo I»). Estas áreas han sido tradicionalmente adeshadas para permitir la agricultura y la ganadería. El paisaje vegetal es, por tanto, una modificación derivada de siglos de explotación, de forma que la mayor parte del territorio está ocupado por extensos pastizales desarbolados.



Figura 1. Planta fotovoltaica de Oriol y Topillo de Cabrera fotografiado en la planta. Autoría: Iberdrola.

Ecosistemas afectados

El área en la que se ha instalado la planta fotovoltaica es un pastizal desarbolado, ligado a la gestión antrópica de la zona con escasa pendiente.

Un 0,58 % de la superficie total de la implantación está catalogada como hábitat de interés comunitario («3170*. Estanques temporales mediterráneos», «5330. Matorrales termomediterráneos y preestépicos», y «6420. Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molion-Holoschoenion*»).

En la fase de diseño del proyecto fotovoltaico, se preservaron en la medida de lo posible los hábitats de interés comunitario, minimizando las afecciones que la obra supuso y evaluando la calidad que estos presentaban en la fase preoperacional. Sin embargo, todos estos hábitats sufrían en mayor o menor medida la presión ganadera que conllevaba el uso previo de la parcela.

Motivación para desarrollar el proyecto

La instalación de la planta fotovoltaica y el compromiso con la protección del medio ambiente y la conservación de la biodiversidad han motivado este plan de renaturalización del suelo y revegetación en el área que ocupa la instalación.

No es posible mantener la biodiversidad del planeta en un nivel aceptable exclusivamente mediante la conservación de zonas prioritarias, por lo que es indispensable mantener la integración ecológica en todas las actividades que se vayan a desarrollar. Las energías renovables son un paso ineludible hacia la descarbonización y hacia la sostenibilidad y, cuando estas se implantan en terrenos rurales, son una

oportunidad única para integrar estas instalaciones de manera que creen un hábitat naturalizado y de calidad que sea capaz de albergar un ecosistema adaptado y biodiverso, sin que ello afecte al rendimiento de la generación energética.

Desde las primeras etapas se ha trabajado con la Junta de Extremadura para consensuar las acciones y los principios que, además de los imperativos legales definidos en la Declaración de Impacto Ambiental del Proyecto Fotovoltaico, podrían ser beneficiosos para la protección y conservación de la biodiversidad y del medio ambiente.

Además, la gestión hidrológica de la finca para conseguir diferentes charcas que sirvieran de abrevaderos para el ganado, así como la existencia de especies protegidas en el entorno, hacen de la zona un lugar idóneo para la restauración ecológica con potencial para la recuperación y conservación de especies de gran valor ambiental.

Diagnóstico ecológico

El emplazamiento es un área tradicionalmente explotada por la ganadería, la cual, sin una correcta gestión sostenible y ecológica, ejerce una presión sobre el suelo que conlleva la sobreexplotación del pasto y la disminución de la diversidad de especies por la selección del ganado de las especies más palatables, llegando incluso a generar la desaparición de la cubierta vegetal. Por tanto, es una zona degradada de baja calidad y en la que ha sido autorizada la construcción de una instalación fotovoltaica.

La existencia de numerosas charcas ganaderas muy naturalizadas permite la presencia de especies protegidas de flora y fauna ligadas a este tipo de hábitats, como, por ejemplo, la cigüeña negra o el topillo de Cabrera, y aportan recurso a otras muchas que se alimentan y beben de ellas. Estas charcas también mantienen comunidades piscícolas, entomológicas, con especial interés en las comunidades de odonatos y comunidades de vegetación acuática o semiacuáticas de gran valor.

Estas zonas, con carácter previo a la instalación fotovoltaica, se utilizaban de abrevadero para el ganado, uso que en ocasiones podría interferir con un correcto desarrollo de algunas de estas especies.

Desde el punto de vista biogeográfico, la zona se incluye en la región mediterránea con una vegetación potencial que en condiciones naturales estaría dominada por la serie mesomediterránea luso-extremadureña silicícola de la encina (*Pyro bourgaeana-Quercetum rotundifoliae sigmetum*), caracterizada en su etapa madura por la presencia de varios taxones, en particular piruétano (*Pyrus bourgaeana*), del que existen múltiples ejemplos en el área de implantación.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El proyecto de restauración y revegetación se lleva a cabo con la finalidad de que el parque fotovoltaico genere un impacto positivo sobre la biodiversidad, compensando los impactos derivados principalmente por la ocupación de suelo y encaminado a la conservación de especies. La mejora del hábitat tiene el objetivo de mejorar la calidad del suelo y la capacidad de acogida de especies pioneras, que más tarde serán sustituidas por otras más específicas. Las actuaciones que se proponen tienen la finalidad de iniciar y/o acelerar procesos que facilitan la recuperación del ecosistema, teniendo en cuenta su propia capacidad de estabilización y autorregulación a corto, medio y largo plazo, manteniendo la compatibilidad con la instalación, pero generando comunidades vegetales autóctonas que permitan alcanzar etapas de sustitución más desarrolladas dentro de las series biogeográficas potenciales.

En condiciones naturales, como ya se ha comentado en apartados anteriores, la vegetación potencial estaría dominada por la serie mesomediterránea luso-extremadureña silicícola de la encina (*Pyro bourgaeana-Quercetum rotundifoliae sigmetum*), caracterizada en su etapa madura por la presencia de varios taxones, en particular piruétano (*Pyrus bourgaeana*), del que existen múltiples ejemplos en el área de implantación, por lo que la aspiración es alcanzar diferentes etapas de sustitución en el proyecto, lo que permitirá la coexistencia de diferentes asociaciones fitosociológicas que den lugar a un incremento de la diversidad de hábitats presentes en la zona. Esto se traducirá en una recuperación, mantenimiento o incluso incremento de las superficies ocupadas por los hábitats de interés comunitario («3170*. Estanques temporales mediterráneos», «5330. Matorrales termomediterráneos y preestépicos», y «6420. Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del Molion-Holoschoenion»).

Marco legal

La resolución de la Declaración de Impacto Ambiental marca las actuaciones compensatorias que el proyecto fotovoltaico debe ejecutar para el aumento de la biodiversidad de la zona. Es la Resolución de 14 de febrero de 2020, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, por la que se formula declaración de impacto ambiental del proyecto de Instalación fotovoltaica Oriol de 327,57 MW, e infraestructuras de evacuación en la localidad de Ceclavín (Cáceres).

Acciones de restauración

La renaturalización del hábitat está presente desde la fase de planificación, donde se ha tratado de minimizar los impactos sobre el suelo y sobre la capa vegetal de tal manera que la disposición de los paneles respete los corredores ecológicos, y se ha minimizado la cimentación instalando los seguidores mediante hincado. El hecho de que los paneles generen sombra permite una mayor humedad del suelo, facilitando el desarrollo de la flora autóctona y, con el paso del tiempo, conseguir que este ecosistema, que antes prácticamente era un monocultivo, tenga una mayor biodiversidad.

A continuación, se especifican otras actuaciones destinadas a la restauración del hábitat:

- **Restauración de áreas de vallicar** (*Lolium rigidum*) para la conservación y recuperación del topillo de Cabrera: se trata de una especie de interés especial según el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura, por lo que se adoptan medidas para conservar sus poblaciones dentro de la implantación. Se excluyen al pastoreo mediante vallado, las charcas y zonas húmedas próximas donde se evidencia la presencia de la especie. Este vallado reduce, asimismo, el impacto que los grandes mamíferos que también usan la charca para beber, como jabalís y grandes ungulados, que pueden seguir haciendo uso de ellas, pero facilitando los usos compartidos con otros puntos de agua presentes en la zona sin presencia de vallicar.
- **Bosques isla.** En zonas excluidas del pastoreo se llevará a cabo una reforestación de encinas de bellota, majuelo y lentisco, contando con tarameros y majanos de piedra. Se crearán, de esta forma, refugios de biodiversidad dentro de la implantación.
- **Instalación de 33 cajas nido** para quirópteros en encinas presentes dentro del área de la implantación.
- **Construcción de nuevas charcas.** La construcción de diez nuevas charcas de superficies y profundidad variable en el interior de la implantación garantiza pastos frescos, nuevos hábitats del topillo de Cabrera, refugios de anfibios y reptiles, así como alimentación para las aves y puntos de agua para estas y los demás mamíferos presentes en la zona.
- **Plantación de un total de 1.555 árboles y arbustos.** Todas las plantas seleccionadas coinciden con las especies presentes en la zona, y son de tres tipos diferentes: piruétano, lentisco y retama. El objetivo es crear una zona de «bosquete», que en unos años haga las funciones de pantalla vegetal con respecto a la carretera y consiga convertirse en una zona de refugio, aportando nuevos recursos a las especies de fauna presentes en la zona.
- **Mantenimiento de la carga ganadera, con una gestión sostenible del pastoreo ovino. Ello posibilita el control de la vegetación evitando** el uso de herbicidas en el interior de la planta, pero también es un elemento generador de la riqueza ecosistémica, por lo que, manteniendo una carga ganadera equilibrada y definiendo las áreas de exclusión del ganado en función de las necesidades ecológicas, se favorecen los hábitats de interés presentes.
- Permitir la **instalación de colmenas de apicultores** locales en las diferentes épocas de floración dentro de los terrenos de la planta. La actividad apícola aumenta la polinización por zoofilia, acelerando la reproducción de las especies vegetales ligadas a estas presentes en la zona, favoreciendo a estas especies frente a las especies usadas en los monocultivos previos con polinización principalmente anemófila.
- Creación de veinte **refugios para reptiles.**
- Instalación de dos **plataformas de nidificación** para aves rapaces.
- Creación de una **reserva de vegetación** de 1 ha, con presencia de lirio lusitano.
- **Extracción de especies alóctonas** en las charcas e introducción de especies autóctonas, para reforzar la ictiofauna autóctona óptima para la alimentación de la avifauna de la zona.



➤ **Figura II.** Gestión sostenible del ganado ovino en el interior de la planta fotovoltaica. **Autoría:** Iberdrola.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Las acciones llevadas a cabo para la renaturalización de los terrenos son fruto del trabajo conjunto con organismos como la Confederación Hidrográfica del Tajo y los organismos ambientales tanto ministeriales como autonómicos, así como otros grupos de interés, como asociaciones, fundaciones o empresas autonómicas. Las acciones descritas han sido consensuadas entre los grupos de interés.

Todos los informes de seguimiento son presentados a la Junta de Extremadura con la evolución de las acciones implementadas. Asimismo, se llevan a cabo acciones colaborativas con grupos de interés:

- **Seguimiento de aguiluchos.** Durante 2020 y 2021 se ha colaborado en la campaña anual de censo y conservación de la población de aguilucho cenizo, lagunero y pálido, que se realiza entre la Junta de Extremadura y el Grupo Extremeño de Aguiluchos (GEA).
- **Seguimiento y radiomarcaje de especies.** En colaboración con la Junta de Extremadura y las Universidades de Oporto y Lisboa, se está realizando radioseguimiento de cuatro sisonos para el análisis del uso del espacio por esta especie y la adopción, en su caso, de medidas de gestión adicionales.
- Empresas externas encargadas del seguimiento y la evaluación de las comunidades faunísticas y vegetales de la zona.
- Apicultores y ganaderos locales que mantienen actividades tradicionales sostenibles y compatibles con la actividad principal, fomentando los servicios ecosistémicos disponibles en la zona.

Seguimiento de la RE

Se establece un seguimiento visual quincenal de la zona y del estado de la restauración. Se diagnostican las posibles desviaciones y se proponen posibles soluciones. Además, se realizan seguimientos específicos para evaluar el estado de las poblaciones de topillo de Cabrera en el interior de la planta fotovoltaica.

También se realizan informes mensuales de seguimiento, informes semestrales y un informe anual. En estos informes, se toman de base bioindicadores de riqueza y abundancia de especies, estudiando las especies que estaban antes de ejecutar las medidas, además de compararse los datos con las especies que se estudian en un área testigo, representativa de la zona fuera de la implantación.

Se analizan los siguientes índices:

- Índices kilométricos de abundancia, riqueza de especies y densidad.
- Índices de diversidad de Margalef y similitud de Sorensen.
- Porcentaje de supervivencia de las plantaciones ejecutadas y porcentaje de necesidad de reposición de marras.
- Altura de la vegetación herbácea y eficacia de la gestión ganadera sostenible.
- Densidades poblacionales del topillo de Cabrera.
- Estado ecológico del vallicar, variaciones del porcentaje de cobertura del hábitat conformado por vallicares en la planta.
- Nivel de la lámina de agua que conforma las charcas, tanto las de nueva creación como las preexistentes.

Mantenimiento

Es seguro que los riegos serán necesarios para que la vegetación pueda asentarse, pero para definir otras actuaciones de mantenimiento (podas, desbroces, reposición de marras, añadir número de individuos) será necesario esperar a los informes de seguimiento.

Se modificarán la carga ganadera y la distribución de esta en el territorio; también se mantendrán los vallados de exclusión y se modificará o permeabilizará al ganado en función de las necesidades detectadas por los diferentes seguimientos.

Desviaciones

Al estar al inicio de las actuaciones, aún no han surgido desviaciones. Sin embargo, en el desarrollo de las actuaciones y en los informes de seguimiento se ha constatado que una buena gestión del ganado es esencial para un correcto control de la vegetación y para el éxito de la restauración. Además, se ha observado que en algunas zonas la restauración y conservación de algunas especies de interés requerirá una mayor limitación del acceso de ungulados a la zona, pudiendo ser necesario el refuerzo del vallado en algunas zonas concretas para evitar los efectos adversos que especies como el jabalí pueden tener sobre las poblaciones de topillo de Cabrera o los ciervos sobre el vallicar, por ejemplo.

Evaluación final

Como primera evaluación, y apoyándonos en el primer estudio de biodiversidad de la planta, se puede indicar que las especies presentes en el interior de la instalación siguen realizando un uso del espacio muy parecido al que mantienen fuera de los límites de la misma. Sin embargo, y debido a que el periodo de estudio coincide con el periodo de construcción, con mucha presencia humana, el índice de diversidad específica de aves obtenido dentro de la planta es un 18 % menor que en el área testigo para los datos conjuntos de invierno y primavera. El grado de similitud entre las comunidades de aves en las dos zonas asciende al 65 %, un dato elevado considerando las circunstancias existentes dentro del área de implantación.

Estos datos concluyen que la comunidad de aves existentes en el área testigo resulta más extensa y compleja que la presente en el interior de la planta fotovoltaica. Sin embargo, estos datos pueden revertirse en los próximos años, cuando las comunidades vegetales plantadas se asienten y la presencia humana debida a la construcción desaparezca.

Con relación al Topillo de Cabrera, los resultados de los seguimientos actuales muestran un incremento en las zonas con presencia y un incremento de la calidad de los hábitats potenciales de albergar la especie con respecto a antes de la construcción. La detectabilidad también ha sido muy alta, lo que sugiere que las poblaciones son abundantes. Es de destacar que también se han recogido imágenes de calidad del topillo de Cabrera con las cámaras de fototrampeo, esto es de gran valor puesto esta especie, catalogada como Vulnerable en la lista roja de la UICN* es difícil fotografiar. Estos resultados muestran que la exclusión de sus áreas de presencia de las zonas afectadas por la implantación, así como el incremento que se está dando en la planta del hábitat de vallicares al que está ligado, están haciendo que, no sólo en las zonas donde se localizaban previamente las poblaciones la densidad sea muy similar al estado preoperacional o incluso superior, si no que, además, se están localizando nuevas zonas de uso del topillo en el interior de la planta. Quizá este incremento de las áreas de ocupación esté relacionado con la disminución de la carga ganadera, el tipo de ganado actualmente gestionado y la generación de nuevas zonas húmedas que está permitiendo el desarrollo de los hábitats propicios. Por tanto, se espera que con la conservación como punto de partida y la correcta gestión de las áreas circundantes tanto el hábitat como la especie mejoren su estado ecológico inicial.

Persistencia de la zona restaurada

Hay en proceso charcas en buen estado ecológico y la presencia del topillo está corroborada en todas las fases del proyecto.

Los terrenos sobre los que se ha instaurado la planta fotovoltaica, y los ecosistemas que a ella se han asociado, van a ser gestionados y mantenidos durante los próximos cuarenta años, por lo que la persistencia de los hábitats y su diversidad queda asegurada durante todo este periodo de tiempo.

* Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

Además, la existencia de un plan de vigilancia ambiental supervisado por la Administración autonómica durante toda esta vida útil da pie a la vigilancia y adaptación de todas las medidas de conservación, pudiendo verificar la eficacia de las mismas y proponer nuevas actuaciones a lo largo del tiempo.

Presupuesto y financiación

La inversión total para la ejecución de todo el proyecto asciende a 250 millones de euros, incluyendo la construcción de la planta fotovoltaica y las acciones ambientales llevadas a cabo.

Sistemas de control

Se han instalado cámaras de fototrampeo dotadas de sensores infrarrojos y activadas por movimiento para el estudio de la fauna nocturna. Además, existe un programa de radiomarcaje de especies de aves amenazadas que permite conocer si la construcción de la planta fotovoltaica ha modificado su comportamiento. Se han marcado dos alimoches llamados Mayo y Tejón, que forman parte de la colonia residente en Extremadura, comprobando que no han migrado al continente africano durante el invierno.

La monitorización se extenderá durante toda la vida útil del proyecto.

Se realizarán visitas por parte del personal especializado de acuerdo al Plan de Vigilancia Ambiental.

Se está realizando un seguimiento específico de las poblaciones de topillo de Cabrera y del hábitat de vallicares al que aparece ligado. Este consiste en la constatación directa de la presencia mediante rastreos realizados por personal especializado y la instalación de cámaras de fototrampeo específicas para pequeños roedores.

Cualificación del personal

Todos los integrantes del equipo disponen de una licenciatura en biología, ciencias ambientales, ingeniería ambiental, forestal o agrícola, y cuentan con una experiencia variable, aunque los responsables del equipo poseen una experiencia mínima de entre tres y cinco años.

También se ha contado con la colaboración y asesoramiento de las Administraciones públicas, de empresas, fundaciones y asociaciones autonómicas especializadas en la restauración y gestión ambiental, con alta experiencia a nivel autonómico, nacional e incluso internacional, para la aplicación de las medidas, el seguimiento de su eficacia y la aplicación de medidas concretas que requerían una especialización muy elevada.

Más información

Autoría: Iberdrola S. A.



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE LA GRAVERA «CHARCO DEL TAMUJO»: INTEGRANDO OBJETIVOS DE FOMENTO DE BIODIVERSIDAD DE HUMEDALES EN LA RESTAURACIÓN DE UNA GRAVERA DE ÁRIDOS

Localización/Ámbito de actuación

La explotación minera se ubica en el término municipal de Fuente el Fresno, en la provincia de Ciudad Real.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Holcim España S. A. U. (Lafarge Áridos y Hormigones S. A. U., en el momento de ejecución) (en adelante, Holcim).

Entidad/es socia/s del proyecto

Grupo Plegadis, Cinclus Soluciones S. L., Linaria.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

De 2014 a 2016.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

La actividad causante de la perturbación era la extracción de áridos en una gravera (Grupo II), que se inició en los noventa y finalizó en 2010. Previamente, en la zona tenía lugar explotación agrícola (Grupo I).

Ecosistemas afectados

La gravera se ubicaba en el entorno del cauce principal del arroyo del Cortijo (tributario del arroyo de Retamar) y en una zona dedicada al cultivo agrícola de secano (hábitat de agua dulce y zonas agrícolas/agrosistemas).

Motivación para desarrollar el proyecto

Una vez cesada la extracción de áridos, Holcim se dispuso a restaurar la gravera de acuerdo con los requerimientos mineros. Sin embargo, el Plan de Restauración de la Autorización minera, aprobado en 2001, requería el «relleno parcial mediante los rechazos de la explotación y vertido exterior con material inerte, propio de derribos y excavaciones», hasta dejar «un piso llano» y con una repoblación dirigida a un posible uso agropecuario.

Debido al compromiso de Holcim para el fomento de la biodiversidad y las oportunidades que para ello presentaba la finca, tras el aprovechamiento minero, se decidió solicitar la modificación de las labores mineras de restauración para obtener una mayor integración ecológica del espacio, según promueve la Resolución de UICN WCC-2020-Res-088-ES sobre «Conservación de la diversidad natural y el patrimonio natural en entornos mineros».

La motivación principal, por tanto, era aprovechar la oportunidad de acondicionar y renaturalizar el nuevo espacio generado como una zona húmeda, de aguas permanentes, en un entorno donde escasea este tipo de recurso.

Diagnóstico ecológico

La gravera se localizaba en terrenos de uso predominantemente agropecuario. Geográficamente, se ubicaba entre los Parques Nacionales de Cabañeros, Las Tablas de Daimiel y al borde de la Mancha Húmeda.

Una vez cesada la extracción de áridos, el espacio presentaba una morfología muy irregular resultado de la extracción de áridos en cota negativa, con algunos charcos de entidad y acopios de material estéril (arcillas y gravas). El agua mostraba una corriente constante de entrada y salida de la finca, con buena calidad a tenor de la flora que estaba prosperando (carrizos y cariáceas) y la abundante fauna que había colonizado el espacio.

El espacio a restaurar presentaba algunas zonas desconectadas de los arroyos del entorno, pero inundadas permanentemente gracias a los veneros que brotan, incluso, en los veranos más secos. Por tanto, este espacio mostraba una oportunidad para la recuperación de ecosistemas de humedal.

Por otro lado, como es conocido, la cuenca del Guadiana ha sido castigada por la aparición de especies ictícolas foráneas desde la década de los cincuenta y sesenta del siglo pasado. Especies como el lucio (*Esox lucius*) o el black bass (*Micropterus salmoides*) han conllevado la desaparición de las especies autóctonas, como la boga del Guadiana (*Pseudochondrostoma willkommii*), el cachuelo (*Squalius caroliterti*) o la colmilleja (*Cobitis taenia*), entre otras muchas. Por ello, se planteó la posibilidad de regenerar un espacio con el potencial de albergar especies ictícolas autóctonas, en un espacio desconectado de los cursos de agua del entorno.



Figura I. Situación inicial de la gravera Charco del Tamujo, antes de las labores de restauración. Autoría: Cinclus Soluciones S. L.



Figura II. Situación final de la gravera Charco del Tamujo, tras las actuaciones de restauración. Autoría: Cinclus Soluciones S. L.

Además, la vegetación existente presentaba un buen desarrollo de las especies típicamente vinculadas al agua, destacando el hidrófilo *Typha sp.*, así como otras especies leñosas entre las que destacan diferentes *Salix sp.*, *Populus alba*, *Populus nigra*, etc. Esta vegetación contrastaba con la vegetación del alrededor de la gravera, dedicada al cultivo de cereal y cultivos leñosos (olivar, fundamentalmente). Este hecho también apoyó la oportunidad de promover hábitats de humedal con la restauración.

Finalmente, cabe señalar que la avifauna presente en la finca previamente a la restauración de la gravera ya era muy interesante. Criaban especies como el aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*), el chorlito chico (*Charadrius dubius*), el martín pescador (*Alcedo athiis*) o una colonia de abejarucos europeos (*Merops apiaster*). Es una zona de invernada de anátidas y diferentes limícolas y zona de campeo de interesantes ardeidos, y no se descarta que críen en un futuro con las mejoras realizadas especies como garzas imperiales, garcetas o incluso avetorillos. Además, es zona diaria de campeo de una pareja de águila imperial ibérica.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Puesto que los hábitats húmedos (como las Tablas de Daimiel) se encuentran actualmente en deterioro, y dado que se detectaron las diferentes oportunidades de fomento de hábitats y especies ligadas a humedales, el objetivo del nuevo plan de restauración propuesto fue la recuperación de ecosistemas de humedal.

El primer objetivo específico fue la integración ecológica, morfológica y paisajística del espacio, para crear un espacio seguro y recrear láminas de agua de diferente profundidad intercaladas con islotes de tierra natural.

Como parte de este objetivo marco, se orientó la restauración hacia el fomento de la diversidad de especies de flora y, sobre todo, de fauna vinculada a los sistemas palustres, crear un hábitat potencial para albergar riqueza ictiológica autóctona y servir como conector ecológico entre los espacios protegidos circundantes.

Socialmente, el Ayuntamiento de Fuente el Fresno (término municipal en el que se ubicaba la gravera) mostró interés por la recuperación ambiental del espacio y la posibilidad de dotarlo de equipamientos de uso público para un aprovechamiento posterior por parte de la población de Fuente el Fresno. No obstante, finalmente se ha primado la conservación del territorio restaurado en la propiedad de la empresa, evitando usos que pudiesen alterar su estado natural actual.

Como ecosistema de referencia se han utilizado los arroyos circundantes (arroyo del Cortijo, tributario del arroyo de Retamar) y los hábitats acuáticos de las Tablas de Daimiel.

De forma secundaria, a tenor de los problemas de vulnerabilidad existente en especies ictícolas autóctonas aludido en el apartado anterior, se diseñaron las labores mineras de restauración para recrear una morfología final de humedal con distintas profundidades, independiente de los arroyos del entorno. Se buscaba regenerar un espacio que pudiera utilizarse, por parte de la Administración y de entidades de conservación o investigación, como zona para incluir en planes de recuperación y restauración de poblaciones de especies de peces y reptiles acuáticos muy amenazadas en la cuenca del Guadiana como el galápago europeo (*Emys orbicularis*), la ranita arbórea meridional (*Hyla meridionalis*) o los tritones ibérico y jaspeado (*Triturus boscai* y *Triturus marmoratus*), entre otros.

Marco legal

Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas.

Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

El espacio se encuentra a 3 km de distancia del LIC-ZEPA Montes de Toledo ES4250005-ES0000093 y a unos 20 km del LIC-ZEPA Tablas de Daimiel ES0000013 (Convenio Ramsar y Parque Nacional).

Confederación Hidrográfica del Guadiana.

Resolución de UICN WCC-2020-Res-088-ES: conservación de la diversidad natural y el patrimonio natural en entornos mineros.

Acciones de restauración

Restauración geomorfológica

Se realizaron movimientos de tierra, extendiendo los montones de estériles (arcillas y gravas) que circundaban los huecos de extracción inconexos, buscando una pendiente de equilibrio para disminuir la profundidad de las láminas de agua. Se respetó la circulación de agua que afloraba del acuífero, favoreciendo la salida natural de la finca.

Se buscaron perfiles más suaves en el perímetro de la lámina de agua para obtener unas orillas más naturalizadas y accesibles para la fauna, y se crearon también islas rodeadas de agua con fácil acceso.

Por tanto, con el extendido de los acopios se eliminaron escalones suavizando pendientes, se configuraron islotes y se disminuyó la entidad superficial de las láminas de agua.

Mediante estas medidas, se aseguraba crear un espacio seguro y fomentar la presencia de especies arbóreas autóctonas que aislen parcialmente la zona.

Creación de ambientes heterogéneos y aislados

Se planificó una separación física terrestre para crear ambientes diferenciados en las diferentes subzonas del área restaurada. Sobre la topografía heterogénea, resultado de la actividad minera, se configuró un sistema circulante con cauces y la creación de islotes para refugio y nidificación para fomentar la riqueza ornitológica, particularmente la de las aves acuáticas.

Mejora de los hábitats, de la vegetación y la flora

Se utilizó tanto restauración pasiva como activa. La primera, en los aledaños de la lámina de agua, donde de forma natural surgen las especies típicas, freatófitas y ribereñas, a partir de los propágulos que acarrearán las propias aguas.

Este conjunto supone un importante filtro verde (papel ecológico reconocido en las bases ecológicas de los hábitats de interés comunitario presentes), sobre todo con *Typha sp.* y, en menor medida, con *Phragmites sp.*, capaces de retener buena parte de los nutrientes contenidos en el agua. Junto a estas hidrófilas, surgen también otras especies leñosas de los géneros *Tamarix sp.*, *Salix sp.*, etc.

Se apoyó la restauración pasiva con la activa para recrear los hábitats riparios circundantes. En los taludes creados a partir de los movimientos de tierra, se repobló con especies típicas de la vegetación riparia de la zona (*Salix sp.*, *Populus sp.*, *Tamarix sp.*, etc.). Se plantaron más de 1.300 pies. Se diferenciaron dos tipos de zonas de actuación según su proximidad al agua:

- Áreas planas y parte superior de taludes previamente suavizados, revegetadas con bosquetes de vegetación zonal en áreas alejadas de las láminas de agua.
- Áreas intermedias entre estas superficies de cota más elevada y las láminas de agua, donde se instauraron bosquetes de especies arbóreas más exigentes en agua.

Mejora de los hábitats para la fauna

Se buscó promover la presencia de un amplio espectro de aves, así como de determinados reptiles (galápago leproso) y de mamíferos (nutria). Para ello, se recrearon zonas con diferentes profundidades de la lámina de agua, creando zonas que se mantendrían inundadas incluso durante el estío, y zonas donde tendría lugar la desecación parcial. Se adaptaron diferentes tipologías de orillas y de islas, además de las zonas separadas por el aislamiento terrestre generando diferentes subzonas.

Para asegurar el potencial de albergar fauna ictícola, en el caso de que la Administración, entidades conservacionistas o entidades de investigación tuvieran interés en utilizar esta zona para ello, se aseguró la desconexión con los cauces circundantes y zonas profundas con agua permanente.

Todo ello permitió que un espacio previo de uso agrícola, posteriormente minero, se revirtiera finalmente en un espacio de conservación de dominio público hidráulico. La actuación permitió su recuperación efectiva.

Grupos de interés

Se ha ofrecido a diversos grupos de interés y expertos en conservación el espacio restaurado como posible lugar de recuperación de especies ictícolas amenazadas de la cuenca del Guadiana.

Aunque los accesos mineros internos fueron eliminados durante las labores de restauración, se dejó planteada en el terreno una red de senderos para ordenar los accesos al humedal restaurado y facilitar el posterior uso de la finca en las posibles actividades de investigación y conservación, educación ambiental o turismo de naturaleza.

Además, se instaló un panel explicativo de divulgación y educación ambiental, con información de la restauración realizada y las especies de flora y fauna que podían avistarse en el entorno.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Entre los beneficios que se esperaba promover mediante la ordenación en el territorio y las actuaciones de fomento de biodiversidad citadas, se encontraba la creación de un espacio para el avistamiento y observación de fauna y flora, que pudiera ser utilizado en un futuro para ayudar al desarrollo de la economía local y la dinamización del ámbito rural.

Para informar a los grupos de interés acerca de las actuaciones llevadas a cabo, se instaló un panel explicativo de divulgación y educación ambiental mencionado en las actuaciones. También se han realizado vídeos divulgativos, en español e inglés, mostrando los trabajos de restauración y sus resultados.

Se realizaron otras propuestas a futuro de diferentes acciones para asegurar el mantenimiento del espacio restaurado. Estas propuestas incluían actuaciones para promover el uso público (caminos, instalaciones como observatorios de aves, etc.) y programas de investigación y conservación, para posibilitar la custodia de los terrenos con objetivos de conservación.

También es notable la función didáctica y concienciadora que esta restauración ha supuesto para todos los actores implicados. Las regulares visitas recibidas durante los trabajos de naturalistas, asociaciones conservacionistas y expertos permitieron que todos los implicados pudieran contextualizar y valorar adecuadamente la propia restauración.



> **Figura III.** Actuaciones de revegetación en la gravera Charco del Tamujo. **Autoría:** Cinclus Soluciones S. L.



> **Figura IV.** Pradera de caráceas en zona restaurada del Charco del Tamujo. **Autoría:** Cinclus Soluciones S. L.

Seguimiento de la RE

Se realizó el seguimiento de las actuaciones de restauración durante los dos años siguientes para monitorizar:

- La erosión y la estabilidad de las orillas. Observación visual de las orillas y turbidez del agua.
- La evolución de la revegetación, tanto pasiva como activa. Observación de la supervivencia de la vegetación introducida artificialmente y colonización de vegetación espontánea de las orillas y el desarrollo de una pradera de caráceas (familia *Characeae*).
- La evolución de la colonización de la fauna. Se realizaron observaciones de la comunidad de aves, en especial la colonización por anátidas y de la presencia de excrementos de nutria.

Mantenimiento

Con la finalidad de continuar con la integración paisajística y ecológica de la gravera del Charco del Tamujo, potenciar su biodiversidad y recuperar el humedal, se llevó a cabo una segunda fase de rehabilitación de la vegetación autóctona, incluyendo tanto la reposición de marras, realizadas en los años anteriores, como la reforestación de nuevas áreas más alejada de las láminas de agua (2.000 pies). Previamente, se realizó una prospección de campo para contabilizar las marras existentes, determinando las zonas de mayor éxito, la proliferación de vegetación espontánea y sus densidades, entre otros factores. Se continuó manteniendo el origen autóctono de la planta, evitando cualquier especie alóctona invasora o de dudosa procedencia.

Durante los trabajos de restauración, y para asegurar el éxito de la misma, se estableció una alianza con un pastor local, que comunicaba cualquier tipo de incidencia que se pudiese dar en la finca.

Desviaciones

No hubo desviaciones durante la ejecución del proyecto.

Respecto a los objetivos de fomento de biodiversidad ictícola, aún no se ha logrado desarrollar actuaciones de reintroducción de peces autóctonos.

Algunas lecciones aprendidas fueron:

- Importancia de preservar la vegetación de buena calidad que espontáneamente había surgido antes del movimiento de tierra.
- Evitar enturbiar el agua durante los movimientos de tierra.
- Minimizar las molestias que con ocasión de los trabajos se pudieran producir a las diferentes especies de fauna que ya albergaba el espacio.

En este sentido, es destacable que tanto los trabajos de remodelación del terreno como su posterior revegetación fueron ejecutados por trabajadores de la propia empresa. Fue fundamental la formación y sensibilidad que adquirieron los empleados, que pudo darse gracias a la colaboración constante con los especialistas ambientales.

Evaluación final

Tras la restauración, el espacio se encuentra en muy buen estado ecológico. La evolución de las acciones realizadas ha sido muy positiva. El resultado obtenido desde la implementación del proyecto es notable y muy visible, con una buena estabilidad de las orillas y buena calidad del agua.

Se ha alcanzado un desarrollo de la vegetación muy satisfactoria. La zona ha evolucionado hacia un paisaje caracterizado por la sucesión de zonas húmedas protegidas por la vegetación palustre (eneas, carrizos y juncos) y rodeadas por plantaciones en las que se combinan especies de árboles y arbustos típicos del monte mediterráneo. El espacio presenta una calidad ecológica excelente, contando, como indicador de buen estado ecológico, con una extensa pradera de caráceas.

En las visitas de campo, tras seis años de restauración, se han observado multitud de especies zoológicas como la nutria, el pato colorado, el porrón común, el rascón, los abejarucos, el carricero tordal o el pájaro moscón, que han encontrado en la antigua gravera su lugar de refugio y reproducción. La colonización del espacio por aves acuáticas ha superado todas las expectativas. En sus zonas aledañas habitan especies típicas del monte, cigüeñas negras, tórtolas europeas o alcaudones comunes.

Se considera que se han alcanzado plenamente los objetivos propuestos de fomento de la biodiversidad y conservación de valores asociados con hábitats críticos y en deterioro en la zona.

Finalmente, Cinclus considera el trabajo de restauración llevado a cabo en la gravera del Charco del Tamujo un ejemplo de su contribución activa a la mejora social, económica y ambiental de la zona donde se ubica.

Persistencia de la zona restaurada

La ausencia de otros usos en la zona restaurada (como el agrícola que existe en las inmediaciones) ha propiciado la intensa recuperación natural que puede apreciarse hoy.

Para asegurar la custodia del terreno restaurado, se ha aprobado y se han cedido los terrenos de la gravera restaurada a la Fundación Global Nature, organización que cuenta con una amplia trayectoria en la restauración y conservación de los humedales. Esta entidad hará una evaluación del potencial del humedal para ampliar aún más su biodiversidad y su posible uso en investigación para recuperar especies amenazadas en la cuenca del Guadiana.

También sería deseable que la Administración incorporase el espacio a alguna figura de protección natural.

Presupuesto y financiación

La ejecución de la obra de restauración, financiada en su totalidad por Holcim, tuvo un coste total de 189.670 €, incluyendo los trabajos de estudios previos, desmantelamiento de antiguas instalaciones, adecuación morfológica, revegetación y ordenación de accesos y cartelería de educación ambiental.

Sistemas de control

Las labores mineras de restauración formaron parte del expediente de caducidad de la Gravera Charco del Tamujo (n.º 796). Por tanto, los trabajos de restauración se ejecutaron bajo los correspondientes planes anuales de labores mineras y su resultado fue inspeccionado por el órgano sustantivo para el otorgamiento de la correspondiente autorización de abandono de labores y recuperación del aval de restauración.

No se especificaron sistemas de certificación estandarizados, pero Holcim aplica a toda su actividad y relación con proveedores diversos sistemas de seguimiento y certificación en cuanto a controles de legalidad, calidad y seguridad.

En línea con su compromiso de fomento de biodiversidad, se valora especialmente la implicación de expertos en conservación a la hora de ejecutar trabajos de rehabilitación de canteras.

Cualificación del personal

El proyecto fue elaborado, dirigido y ejecutado por un grupo multidisciplinar, formado por ingenieros de montes, técnicos forestales, naturalistas, ingenieros de minas y, por supuesto, los operarios de la maquinaria cuya participación y esmero fue indispensable para el éxito del proyecto.

Más información

Vídeo de presentación del proyecto:

<https://www.youtube.com/watch?v=r1G9BvIloLM>

Informe:

<http://www.conama11.vsf.es/conama10/download/files/conama2014/CT%202014/1896711563.pdf>

Web:

<https://www.lafargeholcim.es/biodiversidad-castilla-la-mancha-humedal-charco-del-tamujo-contribucion-social-economica-ambiental>

Autoría: Cinclus Soluciones, S. L.



Nombre del proyecto

RECUPERACIÓN DEL ESPACIO FLUVIAL EN LA RESTAURACIÓN DE UNA GRAVERA DE HOLCIM ESPAÑA SAU EN EL RÍO GUADALETE (T. M. JEREZ DE LA FRONTERA, CÁDIZ): CONCILIACIÓN ENTRE LA NATURALEZA, LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto se localiza en las cercanías de la entidad local autónoma de La Barca de la Florida, en el T. M. de Jerez de la Frontera, en la campiña de la provincia de Cádiz. El ámbito de la actuación es un tramo de algo más de dos kilómetros en la margen derecha del río Guadalete, inmediatamente aguas abajo de la citada entidad.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Holcim España SAU.

Entidad/es socia/s del proyecto

A partir de los intereses convergentes de Holcim España SAU y de la administración ambiental, se contratan los servicios de la consultora Linaria Consultores Ambientales para abordar la restauración de una gravera denominada Bucharaque.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

El proyecto se ejecutó entre los años 2014 y 2015.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

El origen de la perturbación deriva de la industria extractiva, contenida en el «Grupo II» de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental (Ley de Impacto Ambiental). Se trataba de una gravera con el aprovechamiento ya finalizado, con aproximadamente 4 m de profundidad, de una superficie superior a 60 ha, que afectaba a antiguos terrenos agrícolas, al propio dominio público hidráulico y a las formaciones ribereñas.

Ecosistemas afectados

La situación de partida afectaba al río en unos 2.000 m de su margen derecha en dos sentidos muy diferentes. Por un lado, se impactaba sobre hábitats de agua dulce, concretamente el 92A0, bosques en galería de *Salix alba* y *Populus alba*, degradado en la medida en que albergaba también bosquetes y pies dispersos de *Eucalyptus camaldulensis*. Pero el principal impacto venía dado por la existencia de una mota continua en el límite de la gravera con la ribera que impedía unos mínimos grados de libertad, quedando el río constreñido y con un aspecto absolutamente canaliforme.

Motivación para desarrollar el proyecto

La normativa vigente obligaba a que Holcim España SAU realizara la restauración de la gravera. Y, si bien la restauración de graveras puede enfocarse de diferentes maneras, el principal objetivo desde el comienzo de la revisión del plan de restauración vigente fue la recuperación del antiguo territorio fluvial. En este caso, se ha llegado a un acuerdo entre la administración minera, la ambiental, la empresa minera Holcim España SAU y la comunidad de regantes de la zona, cuyos terrenos en propiedad ocupaban, en gran medida, el antiguo territorio fluvial. Para dicha recuperación de espacio fluvial, se aprueba un nuevo plan de restauración que básicamente contempla los siguientes acuerdos: la empresa minera permuta esos terrenos inundables con la comunidad de regantes, cediéndoles terrenos por el mismo valor económico en espacios no inundables, mientras que con los volúmenes de tierras de la mota y con los sedimentos que taponan el cauce se acomete la restauración de los antiguos campos de cultivo. De este modo, la empresa adquiere el espacio del territorio fluvial para poder cederlo a las Administraciones públicas.

Diagnóstico ecológico

Durante los últimos decenios, el Guadalete ha modificado drásticamente su estado geomorfológico, el desarrollo de su vegetación y el ancho de la lámina de agua; la ausencia de caudales generadores ha propiciado la sedimentación de materiales que facilitan el crecimiento de árboles hacia el interior del cauce, taponándolo, y la pérdida de territorio fluvial disponible, entre otros efectos. Estos cambios son sustanciales cuando se compara la situación actual con la que se observa en las ortofotografías de 1956. Las principales afecciones acaecidas desde entonces han sido la regulación hidrológica de la cuenca, la concentración agraria y la intensificación de la agricultura, que ha hecho propios amplios espacios fluviales que alcanzan hasta las mismas riberas.

Este conjunto de acciones es el origen de las inundaciones periódicas propiciadas por avenidas ordinarias que afectan, sobre todo, a las áreas de cultivo más próximas al cauce. Y es que la regulación ha supuesto la disminución de la frecuencia e intensidad de las avenidas con caudales generadores de la geomorfología del cauce, quedando el río encorsetado, como si se tratara de un canal, desconectado, de esta forma, de su llanura de inundación.

Junto a estos aspectos relativos al manejo del agua y a la agricultura, ha aparecido otra serie de impactos, entre ellos los derivados de la extracción de gravas y arenas, que conlleva generalmente el desarrollo de infraestructuras longitudinales (motas) y transversales en el dominio público hidráulico (DPH). Tal era el caso de la concesión Bucharaque de Holcim España SAU.

Finalizada la extracción de gravas hasta la cota autorizada por la administración ambiental en el plan de restauración, resultaba imposible la restauración inicialmente propuesta para devolver los terrenos a su cota inicial, debido a la inexistencia de materiales de relleno con los que ejecutar dicha acción.

Por esta razón, Holcim acordó un nuevo plan cuyo objetivo principal era recuperar el territorio fluvial que el río tenía en el año 1956, propiciando mayores grados de libertad para el río, el *river widening* de la bibliografía anglosajona. Se buscaba, por un lado, la mejora ecológica global y, por otro, la puesta en valor de los terrenos agrícolas existentes con anterioridad al aprovechamiento minero. En definitiva, el objetivo buscaba la compatibilidad entre naturaleza y agricultura.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El proyecto ha pretendido la restauración de los ecosistemas naturales, lograda a través de los siguientes objetivos parciales:

- Se recuperan 14,55 ha de territorio fluvial. Hay una mejora hidrológica, dotando al río de grados de libertad, con un sustancial incremento de la anchura de la lámina de agua que permite un mejor desagüe ante las grandes avenidas o, en su defecto, un menor periodo de inundación tras las mismas (véase la **figura I**).
- Se mejora la geomorfología, disminuyendo la pendiente de los taludes y se recuperan paleocauces o antiguos brazos del río.
- Se ponen en valor para el cultivo agrícola 45,32 ha, satisfaciendo las demandas de las organizaciones agrarias.
- El hecho de que la cota de restauración sea menor que la inicialmente propuesta a cota 0 permite que el conjunto del espacio se comporte como un tanque de tormentas durante eventuales crecidas. Los terrenos agrícolas se ven favorecidos por los acarreo de los finos sedimentos de esas avenidas ordinarias.
- La existencia de una amplia banda ribereña que se desarrolla de forma natural en el nuevo espacio fluvial minimiza la entrada de sedimentos, de nutrientes y de fitosanitarios, que redundan en una mejora sustancial de la calidad de las aguas. Aumenta, así, la posibilidad de cumplimiento de los indicadores biológicos IBMWP e IPS y se mejora el estado fisicoquímico.
- El Guadalete, dotado de espacios de libertad muy amplios, se está ocupando, en la que se denominaría sucesión autoecológica, de recuperar todos los elementos geomorfológicos y biológicos que deben caracterizarle.

Marco legal

El marco legal es muy amplio y tiene dos vertientes muy diferenciadas. Por un lado, la normativa relativa a la conservación de los ecosistemas y de evitación de riesgos a las personas, entre los que destacan la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva Marco del Agua), la Directiva 2007/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2007, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación (Directiva de Inundaciones), la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats), y otras normativas comunitarias y nacionales. El conjunto normativo genera un marco por el que se hace necesaria la recuperación del buen estado de los ecosistemas fluviales y de su biodiversidad y de otros hábitats asociados. Destacan también la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos y la Estrategia Andaluza de Restauración de Ríos, así como la impulsión de la restauración fluvial contemplada en los planes hidrológicos de las cuencas internas andaluzas.

Por otro lado, se cumple la normativa de restauración de los efectos producidos por la industria extractiva a través de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de Impacto Ambiental y del Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

Acciones de restauración

La acción básica de la restauración tiene como condición la recuperación del espacio fluvial de 1956, cuando el Guadalete no se encontraba regulado ni existían los impactos actuales de la agricultura y de la industria extractiva. Tal como se ha comentado, se ganan 14,55 ha de territorio fluvial, al tiempo que los sedimentos del río y las motas se utilizan para recuperar 45,32 ha de superficie agrícola.

Para lograr este objetivo se han realizado las siguientes acciones:

- Se eliminan las motas existentes a lo largo de toda la margen derecha, excavando también parte de los sedimentos del río que taponan y dificultan su desagüe, para obtener nuevos perfiles con muy baja pendiente que llegan hasta los campos de cultivo (véase la **figura II**, perfil/sección concreta).
- Para realizar esta actuación se elimina previamente la vegetación existente en la mota, que ocupaba 4,38 ha, entre la que existían numerosos bosquetes de eucalipto, que se destocan para evitar rebrotes. No se afecta a la saucedá junto a la lámina de agua, respetando igualmente los ejemplares singulares de álamo (*Populus alba*) y los escasos fresnos (*Fraxinus angustifolia*) y olmos (*Ulmus minor*).
- El material de las motas se utiliza para rellenar los huecos de la gravera y perfilar adecuadamente los futuros campos de cultivo, con un equilibrio de volúmenes desmonte-terraplén previamente establecido.
- El límite entre las fincas agrícolas y el territorio fluvial consiste en un desnivel de 1 m, con un talud de pendiente 1 V: 3 H que imposibilite la intrusión por parte de la agricultura, junto con un espacio de uso público a modo de acceso con una anchura de 5 m.

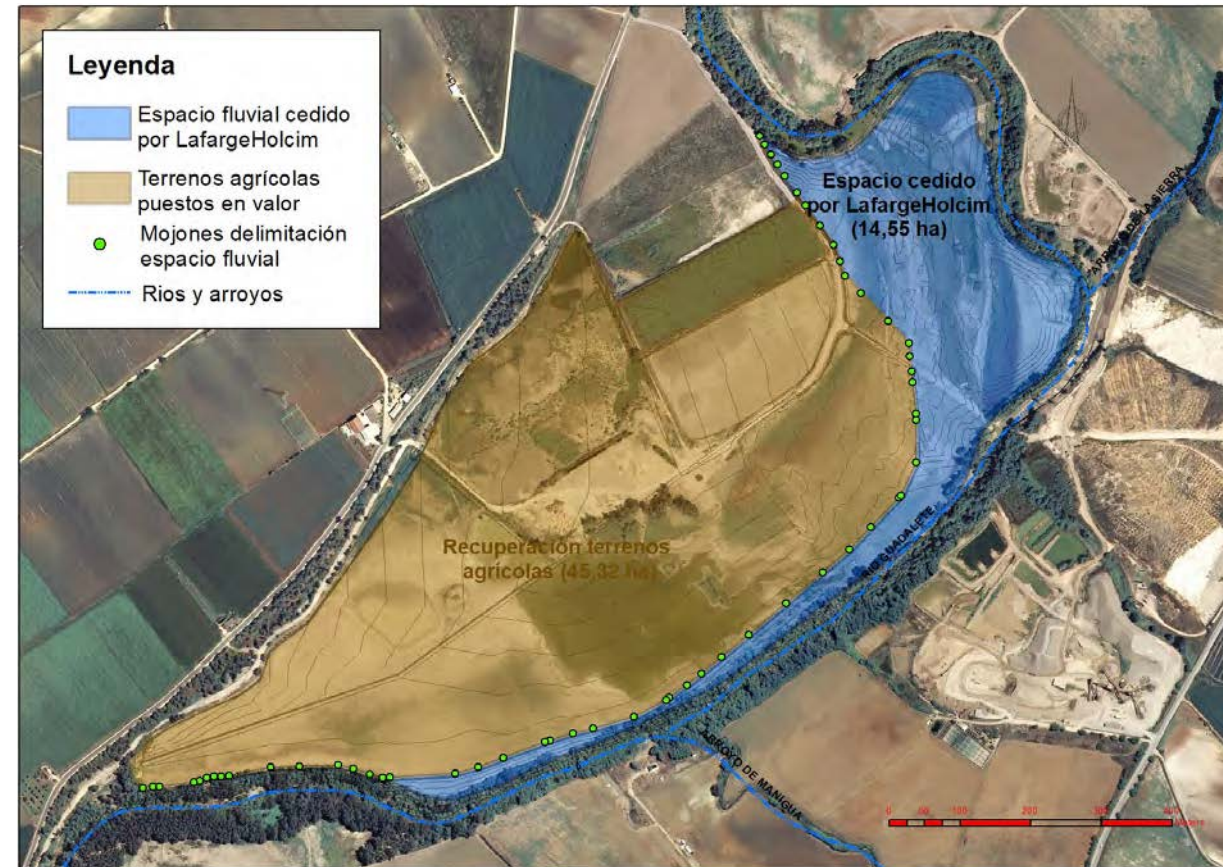


Figura I. Identificación del espacio fluvial cedido al río y de terrenos recuperados para la agricultura. Autor: Luis Linares.

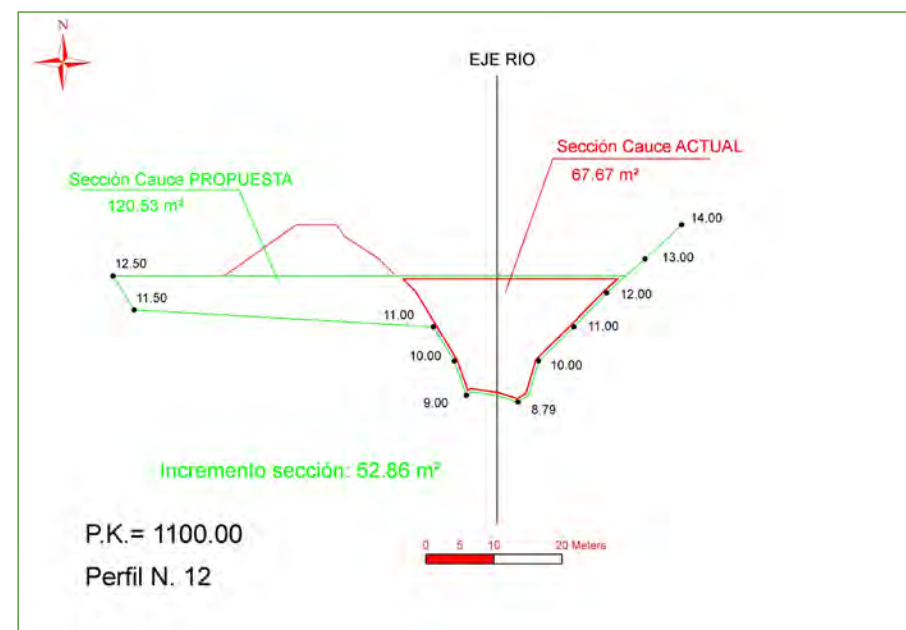


Figura II. Sección inicial y sección final del cauce. Autor: Luis Linares.



Figura III. Desarrollo de los trabajos. Eliminación de mota respetando vegetación autóctona. Autor: Luis Linares.

- Para delimitar más claramente aún ese espacio fluvial, se colocaron 55 mojones en el extremo exterior del espacio fluvial (véase la **figura I**).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Con carácter previo a la elaboración del nuevo plan de restauración, en un largo proceso de acuerdos se mantuvieron reuniones, coordinadas por la administración ambiental, con las asociaciones ecologistas, con la comunidad de regantes presentes en la gravera y con las asociaciones agrarias.

Seguimiento de la RE

Una vez realizada la recuperación del espacio fluvial, las 14,55 ha recuperadas han pasado a titularidad de la Junta de Andalucía. No se han realizado actuaciones de seguimiento específicas, si bien se ha observado un principio de autosucesión ecológica con ocupación del espacio por especies de los géneros *Populus sp.*, *Fraxinus sp.*, *Salix sp.*, *Tamarix sp.*, *Juncus sp.*, etc. Se ha comprobado también una adecuada evacuación de las aguas cuando se han producido avenidas ordinarias, actuando el nuevo territorio fluvial como tanque de tormentas, suponiendo una clara adaptación al cambio climático global, a la vez que la nueva geomorfología ha garantizado una rápida evacuación de las aguas.

Mantenimiento

Este tipo de restauración, basada en la recuperación de espacio fluvial mediante el establecimiento de una nueva geomorfología para el río y sus riberas, tiene una gran ventaja: son las propias fuerzas de la naturaleza, a través de los desbordamientos y acarreo de sedimentos y propágulos vegetales, las encargadas de la restauración de las formaciones ribereñas, a la postre hábitats de interés comunitario. De modo que no se han requerido actuaciones posteriores de mantenimiento, más que la debida vigilancia del nuevo espacio fluvial, cuyo titular es la administración ambiental.

Desviaciones

El hecho de disponer, de partida, de una precisa topografía y ortofotografía georreferenciada expresamente levantada para el proyecto facilitó la consecución del objetivo de la restauración sin desviaciones.

Pero, sin duda, la ejecución del proyecto deriva de los acuerdos propiciados entre todas las partes implicadas con anterioridad a la redacción del plan de restauración definitivo. Por ello se anima a lograr acuerdos previos entre todos los interesados antes de proceder a cualquier tipo de restauración, máxime cuando existan aspectos legales, concretamente de titularidad de los terrenos, que pudieran condicionar dicha restauración.

Evaluación final

El objetivo último del proyecto era lograr la caducidad de las explotaciones mineras de Bucharaque, aspecto que se ha logrado. Para conseguir ese objetivo «legal» se acordó la recuperación de 14,55 ha de espacio fluvial en el meandro del río, espacio en el que actualmente evoluciona favorablemente la vegetación característica de este tramo bajo del Guadalete (*Populus sp.*, *Tamarix sp.*, *Salix sp.*, *Juncus sp.*, etc.).

Persistencia de la zona restaurada

La persistencia del espacio fluvial recuperado queda garantizada porque las 14,55 ha cedidas por Holcim España SAU al sistema del río han pasado a ser de titularidad de la Junta de Andalucía. Dicha Administración no ha implementado ningún tipo de seguimiento a las actuaciones realizadas, si bien se ha observado que durante los últimos episodios de avenidas menores del río Guadalete el meandro se inunda con facilidad por la práctica ausencia de taludes. Se observa, además, que dicha inundación se prolonga por muy poco tiempo, ya que las aguas no encuentran ningún obstáculo (como ocurría con las motas existentes antes de la restauración) para volver al cauce.

Presupuesto y financiación

El proyecto fue financiado por Holcim España SAU. El coste de ejecución material de la actuación fue de 250.000 €, incluyendo la dirección técnica de los trabajos.

Sistemas de control

Las labores mineras de restauración formaron parte del expediente de caducidad de las explotaciones mineras Bucharaque (I-V, n.º 146, 189, 205, 217 y 222). Por tanto, los trabajos de restauración se ejecutaron bajo los correspondientes planes anuales de labores mineras, y su resultado fue inspeccionado por el órgano sustantivo para el otorgamiento de la correspondiente autorización de abandono de labores y recuperación de los avales de restauración.

No se especificaron sistemas de certificación estandarizados, pero Holcim España SAU aplica a toda su actividad y relación con proveedores diversos sistemas de seguimiento y certificación en cuanto a controles de legalidad, calidad y seguridad.

En línea con su compromiso de fomento de biodiversidad, se valora especialmente la implicación de expertos en conservación a la hora de ejecutar trabajos de rehabilitación de canteras.

Cualificación del personal

La dirección de la obra fue contratada por Holcim España SAU a Linaria Consultores Ambientales S. L. P. Junto a los técnicos de la administración ambiental (integrada por biólogos, geógrafos e ingenieros de montes) y de la propia Holcim (biólogos, geógrafos), fue Luis Linares, ingeniero de montes, con experiencia en la restauración de canteras y graveras y con conocimiento de la realidad del río Guadalete, quien asumió la dirección de las actuaciones de restauración.

Más información

Web:

http://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernos_secf/article/view/17384

Autores: Luis Linares (Linaria Consultores Ambientales); y Pilar Gegúndez Cámara (Holcim España SAU).



Nombre del proyecto

CORREDOR VERDE DEL RÍO GUADIAMAR

Localización

El proyecto se extiende sobre once municipios pertenecientes a la provincia de Sevilla: Albaida del Aljarafe, Aznalcázar, Aznalcóllar, Benacazón, Huévar, Isla Mayor, Olivares, Puebla del Río, Pilas, Sanlúcar la Mayor y Villamanrique de la Condesa.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Entidad/es socia/s del proyecto

Han colaborado en su ejecución las empresas públicas AMAYA y Tragsa, así como numerosas universidades y centros de investigación adscritos al programa de investigación, que han prestado asesoramiento técnico y científico, tanto en el planteamiento teórico como durante su ejecución. En cuanto a empresas privadas, cabe destacar la participación de empresas como Audeca, PLODER, SEFOSA y Hermanas Moro S. L.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Las principales actuaciones se desarrollaron entre abril de 1998 y diciembre de 2003.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

El origen de la perturbación que planteó la necesidad de llevar a cabo el proyecto se incluye en el «Grupo II. Industria extractiva (minería)» y se asocia al episodio de contaminación conocido como «el vertido minero de Aznalcóllar», ocurrido en la madrugada del 25 de abril de 1998, un episodio que fue calificado entonces como una de las mayores catástrofes ecológicas de las últimas décadas en Europa. La rotura del muro de la balsa de estériles de dicha mina provocó el derrame de unos 6 millones de m³ de material muy contaminante (2 millones de m³ de lodos piríticos y 4 de aguas ácidas cargadas en metales pesados), que descendió por el río Guadamar y su llanura de inundación sobre una longitud de 62 km, hasta alcanzar las marismas de Doñana.

Ecosistemas afectados

La superficie cubierta por los sedimentos y aguas ácidas con distintos niveles de espesor fue de 4.286,4 ha, de las que casi la mitad correspondía a agrosistemas (cultivos herbáceos, leñosos y arrozales). Entre los tipos de hábitats de interés afectados, la mayor parte correspondió a vegetación halófila, de marisma alta y pastizal de marisma (731 ha), hábitats de agua dulce (553 ha), bosques de ribera (65,8 ha) y espacios adhesionados (75,3 ha). Hay que destacar también que más de la mitad de la superficie afectada corresponde a espacios protegidos: 2.256 ha dentro del parque natural (en el sector de Entremuros del Guadamar) y 98 ha dentro del Parque Nacional de Doñana.

Motivación para desarrollar el proyecto

El desarrollo del proyecto se sustentó en una estrategia ambiental de la Administración autonómica: «La Estrategia del Corredor Verde del Guadamar», orientada a revertir la situación de catástrofe ambiental y económica generada por el vertido minero en un proyecto de restauración ecológica. Tras la retirada del material contaminante, y ante la falta de garantías suficientes, tanto para la salud de los ecosistemas como para la salud humana, se tomó la decisión de adquirir la titularidad de todas las tierras y descartar la actividad productiva. Con ello, se pretendía superar la situación de alarma sanitaria y eliminar las incertidumbres generadas sobre diversos sectores productivos, incluso de zonas alejadas de la zona cero. La adquisición pública de los terrenos se convirtió en un contexto de oportunidad que permitió apostar por un proyecto más ambicioso y a más largo plazo que la simple descontaminación de los suelos, orientado a hacer realidad una vieja aspiración: recuperar la funcionalidad ecológica de la cuenca del Guadamar como sistema de conexión natural entre Sierra Morena y Doñana.

Diagnóstico ecológico

La situación previa de la cuenca media y baja del río Guadamar antes de la ejecución del proyecto corresponde a la de un cauce y su llanura aluvial, muy alterados por las actividades mineras y agrarias y los vertidos de origen urbano-industrial. El subtramo del río Agrio hasta su confluencia con el río Guadamar corresponde al sector más degradado de toda la cuenca como consecuencia del impacto directo de la actividad minera: cortas de extracción del mineral, depósitos de escombreras, implantación de canalizaciones e infraestructuras viarias y las propias instalaciones de enriquecimiento del mineral, incluyendo la balsa siniestrada. Aguas abajo, la mayor parte del cauce había sufrido la pérdida de la vegetación de ribera y una simplificación de su estructura desde mediados de los años cincuenta del siglo pasado, con la pérdida de funcionalidad de sus antiguos meandros y brazos de crecida, extracciones de áridos, implantación de cultivos hortofrutícolas en regadío, proliferación de captaciones del acuífero aluvial y obras de encauzamiento para la colonización agrícola, que terminaron aislándolo del complejo sistema hidrológico de inundación de las marismas de la margen derecha del Guadalquivir.

Sobre este avanzado estado de antropización del espacio fluvial, con el vertido minero se alcanzó un nivel de degradación máxima al provocar la contaminación por elementos traza de los suelos, las aguas, la flora y la fauna presentes en el tramo afectado.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los objetivos del proyecto de restauración del Corredor Verde del Guadamar, dentro de la secuencia definida por la Society for Ecological Restoration (SER), se enmarcaría entre las fases 4 (inicio de la recuperación de los ecosistemas naturales), al inicio del proyecto, y la 5 (recupera progresivamente los ecosistemas naturales), en la que puede caracterizarse su situación actual. Para definir los ecosistemas de referencia se partió de un amplio estudio de las comunidades vegetales presentes en la cuenca, a partir de los cuales se definieron los modelos o grupos de vegetación y ulterior diseño de los procesos de forestación de los terrenos. No obstante, la filosofía del proyecto no se ha concebido desde la idea de reproducir una determinada imagen objetivo, sino de establecer las condiciones básicas que faciliten los procesos de recolonización y recuperación progresiva de los ecosistemas. Desde este punto de vista, el Corredor Verde del Guadamar representa un extraordinario laboratorio natural de experimentación en numerosos campos de investigación, como se refleja el gran volumen de producción científica generada y presentada en congresos nacionales e internacionales, así como en el número de publicaciones realizadas.

Marco legal

Decreto 99/1998, de 12 de mayo, sobre adopción de medidas contra los efectos producidos como consecuencia de la rotura de la balsa de la mina de Aznalcóllar.

Decreto 110/1998, de 26 de mayo, del Gobierno Andaluz, por el que se crea una Comisión Interdepartamental para el impulso, dirección, coordinación y seguimiento de las medidas destinadas a la protección a las personas y bienes, así como la agilidad y eficacia de los trabajos de regeneración de la zona afectada.

Ley 11/1998, de 28 de diciembre, por la que se declara de utilidad pública, a los efectos de expropiación forzosa de los bienes y derechos necesarios, la realización de las actuaciones precisas para recuperar el equilibrio ecológico y los recursos naturales de la zona afectada por el vertido minero.

Órdenes de 30 de abril y de 21 de octubre de 2001, de la Consejería de Medio Ambiente, por la que se declaran los terrenos del corredor verde como terrenos de carácter forestal, con arreglo a la Ley 2/1992, de 15 de junio, Forestal de Andalucía.

Decreto 112/2003, de 22 de abril, por el que se declara el Corredor Verde del Guadamar como Paisaje Protegido.

Acciones de restauración

Los trabajos de restauración se desarrollaron fundamentalmente en cuatro fases o etapas:

Inmovilización de los elementos traza presentes en el suelo mediante la aplicación de enmiendas

Como fase previa a las labores de revegetación, después de la extracción del material tóxico, se procedió a la realización de enmiendas con el aporte de carbonato cálcico de origen orgánico (espumas de azucarera). Se intentaba con ello elevar el pH de los suelos para neutralizar los efectos de la oxidación de los sulfuros bloqueando la contaminación residual en formas no solubles y evitar su incorporación a la cadena trófica. Complementariamente, también se realizaron enmiendas con suelos ricos en óxido de hierro con el fin de inmovilizar el arsénico residual, menos propenso a la acción correctiva de los carbonatos, así como enmiendas de materia orgánica.

Reforestación con especies leñosas autóctonas en los terrenos de la llanura aluvial comprendidos entre la balsa y la marisma

Los objetivos para la restauración de este sector se centraron en la recuperación, por una parte, de la dinámica del sistema fluvial y, por otra, de los hábitats naturales y los paisajes de ribera. Mucho antes del vertido minero de 1998, el río Guadamar había padecido una profunda alteración por la intervención humana que le hizo perder su variedad morfológica (meandriforme, cauces entrelazados y comportamiento divagante), dejándolo en un río estructuralmente más simple, casi restringido a un solo cauce principal casi rectilíneo.

La adquisición de la propiedad del territorio permitió plantear la restauración funcional del sistema fluvial en toda su integridad en sentido longitudinal y transversal hasta los límites externos de la llanura de inundación. Para recuperar la morfología primitiva del cauce no hizo falta ningún trabajo de reconstrucción, pues se consideró que dicha labor la debía efectuar el propio río en cuanto recuperase los procesos de la dinámica fluvial, suprimiendo las presiones y barreras existentes (muros de defensa, roturaciones de antiguos brazos de crecida, extracciones de gravas, etc.), que interrumpían la continuidad de los brazos de crecida de funcionamiento temporal, conocidos localmente como «madres viejas». Tras la realización de estas actuaciones, el río Guadamar comenzó a recuperar su dinámica natural y muchos de los antiguos brazos ocupados volvieron a cobrar su funcionamiento en los periodos de avenidas.

En cuanto a los trabajos de forestación, todas las plantas utilizadas corresponden a especies autóctonas producidas en los viveros forestales gestionados por la Consejería de Medio Ambiente. Se definieron seis modelos básicos de vegetación y tres de transición, con el empleo de más de cuarenta especies de matorral y arbolado mediterráneo, desde las propias de ribera (álamo, fresno, sauce, almez, etc.), hasta las características del bosque mediterráneo (encina, alcornoque, acebuche, algarrobo, así como numerosas especies arbustivas). La densidad de plantación osciló entre 700 y 900 plantas/ha. Para la restauración de las riberas o márgenes del cauce, se optó en su mayor parte por una restauración pasiva, basada en la elevada capacidad de regeneración natural de la vegetación riparia que poseen los sistemas fluviales mediterráneos.

Restauración de las marismas del tramo inferior o sector de Entremuros

Los trabajos de restauración de los ecosistemas en el sector de las marismas de Entremuros se abordaron desde un proyecto específico, completamente diferente del tramo anterior, adaptado a las nuevas condiciones ambientales, donde el río Guadamar discurre por la antigua planicie intermareal cubierta de sedimentos finos cargados de sales, cediendo la vegetación leñosa representada únicamente por los tarajales (*Tamarix africana*) a favor de las comunidades herbáceas halófitas. Por ello, las actuaciones realizadas se han dirigido más bien a la restauración del sistema hidrogeomorfológico mediante la eliminación de los principales impactos que distanciaban el sistema hidrológico de su funcionamiento natural (canalizaciones, caminos, drenajes, etc.), así como a la reconstrucción del micromodelado de caños, vetas, bancos laterales, barras, etc., que habían sido destruidos, primero, por el uso agrícola y, después, por las tareas de limpieza tras el vertido minero. Las actuaciones de restauración del sistema hidrológico consistieron, básicamente, en la recuperación de más de 15 km del antiguo cauce del Brazo de la Torre y del Caño Travieso, el relleno de canales de riego y de drenaje de antiguas tablas de arroz, la eliminación de sistemas de bombeo y obras de derivación de aguas para riego y la permeabilización de las infraestructuras viarias transversales que cruzan este sector.

Control y seguimiento de los trabajos

Dicho seguimiento se ha realizado desde las aportaciones del programa científico y de monitorización de las comunidades biológicas, lo que se ha traducido en nuevas medidas de restauración o de ampliación además de las ya emprendidas (reposiciones con especies leñosas de gran potencial para la inmovilización de los elementos traza; ensayos de nuevos patrones de reforestación en mosaico y con mayor diversidad de especies para facilitar tanto la colonización como la conectividad de la fauna; implantación de refugios para micromamíferos y reptiles, etc.).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Dentro de la «Estrategia del Corredor Verde del Guadamar» han tenido un amplio protagonismo las medidas de comunicación social e implicación de la ciudadanía. El programa de comunicación se justifica por la enorme repercusión mediática a nivel internacional que representó el vertido minero y su posible amenaza para Doñana. Por esta razón, durante los primeros cinco años se mantuvo un amplio dispositivo de seguimiento y control de la calidad de las aguas, de los suelos, del aire y de las comunidades biológicas poniendo la información a disposición de la sociedad en un proceso de actualización continua de sus resultados a través de la página web, publicaciones y otros medios de difusión. En cuanto a las actividades participativas, cabe destacar la realización de jornadas de puertas abiertas, conferencias, visitas universitarias, desarrollo del voluntariado ambiental, actividades de educación ambiental a través de un programa específico: «El Guadamar en el Aula», etc.

Mantenimiento

La gestión adaptable ha sido un criterio adoptado desde los inicios del proyecto. Como resultado de la continua interacción entre el equipo técnico de la Consejería de Medio Ambiente, impulsora del proyecto, y el grupo de expertos de las diferentes Universidades adscritas al Programa de Investigación, el proyecto ha sido sometido a un proceso de revisión y corrección continua de las actuaciones inicialmente propuestas y de las que se iban ejecutando a partir de los resultados que se iban obteniendo en las investigaciones, al mismo tiempo que se iba incrementando el estado de conocimiento científico del territorio.

Evaluación final

La experiencia desarrollada a través del Corredor Verde del Guadamar ha significado un gran laboratorio natural para el ensayo de técnicas de restauración de suelos muy contaminados y de inmovilización de los contaminantes. El acervo adquirido como resultado de los trabajos llevados a cabo y las actividades de investigación asociadas han convertido esta experiencia en un referente científico antes inexistente de cara a abordar situaciones o escenarios de contaminación de naturaleza similar. Como resultado de estos trabajos, se puede afirmar que el grado de recuperación de los valores ambientales en el conjunto del Corredor Verde del Guadamar se considera actualmente muy superior respecto al estado previo existente antes del vertido, aunque se encuentra todavía lejos de su óptimo. Dentro del tramo fluvial de 62 km de longitud restaurado se puede establecer una división en cuatro tramos de norte a sur, según el grado de recuperación:

El tramo norte, desde las inmediaciones de la balsa hasta la autopista A-49, se caracteriza por poseer un escaso desarrollo de la vegetación implantada, en parte por tratarse de la zona que resultó más afectada por el vertido minero y también por poseer unos suelos menos desarrollados, con un fondo natural de contaminación asociada al sustrato litológico y a la minería histórica, que resulta todavía patente en los valores traza de los suelos y del acuífero aluvial hasta los primeros 13 km. Dos terceras partes de su superficie corresponde a la categoría de «sin cobertura o con baja cobertura vegetal», y tan sólo el 21,2 % alcanza una cobertura media o buena, con presencia de bosques riparios. Este tramo fluvial también se caracteriza por presentar una geomorfología poco madura, marcada por las alteraciones debidas a la retirada de lodos con empleo de maquinaria pesada, circunstancia que se refleja en un cauce de estructura más simplificada y alejada de su estado natural y en su bosque ripario menos desarrollado.

El segundo tramo, desde la autopista A-49 hasta la zona de contacto con la marisma en Vado del Quema, presenta un río más maduro desde el punto de vista geomorfológico, al haber adquirido su estructura meandriforme con la recuperación de los brazos de crecida y una llanura aluvial con suelos más ricos en materia orgánica y humedad. Como resultado, su vegetación comienza a adquirir un porte adecuado en el 54,9 % de la superficie restaurada. Es notable el desarrollo del bosque de ribera en muchas localizaciones donde se alcanza una cobertura que puede calificarse de «muy buena», sobre todo al sur de la población de Aznalcázar.



➤ **Figura I.** Imagen del Corredor Verde del Guadamar al sur de la Autovía A-49. **Autor:** Javier Hernández Gallardo (CSMAEA).



➤ **Figura II.** Imagen del corredor verde del Guadamar junto a la población de Aznalcázar. **Autor:** Javier Hernández Gallardo (CSMAEA).

El tercer tramo, desde el Vado del Quema hasta el límite con el Espacio Natural Doñana, se corresponde con una unidad ambiental de premarisma, antesala de los ambientes marismeños que definen en buena medida al Espacio Natural Doñana. Aquí el 90 % de la zona presenta una cobertura entre media y buena y los ejemplos de bosque de ribera presentan un estado óptimo de desarrollo, con series catenales bien estructuradas que sirven de abrigo a numerosas especies de invertebrados y comunidades de aves.

Por último, el sector de las marismas de Entremuros se corresponde con el tramo por el que discurre el río Guadamar aguas abajo de la antigua confluencia con el Brazo de la Torre. Las condiciones hidromorfológicas y edáficas determinan un cambio radical del paisaje desapareciendo completamente el bosque de ribera y la vegetación mediterránea, al ser sustituida gradualmente por las comunidades de agua dulce y halófitas propias de las marismas. En este tramo, las obras de restauración han permitido que el río recupere su funcionalidad hidrológica como cauce de avenidas y la diversidad de hábitats que presentaba en los años cincuenta, antes de su transformación agrícola.

Pese al plazo de tiempo relativamente corto transcurrido, los resultados del proyecto han sido notables y evidentes, aunque el Corredor Verde del Guadamar constituye todavía un paisaje emergente que debe continuar su evolución hacia mayores cotas de madurez en cuanto a la diversidad y estructura de sus ecosistemas. Si bien las actuaciones de restauración de los suelos, en general, han dado resultados positivos, el tramo que sigue necesitando la continuación de medidas de recuperación de los suelos y las aguas corresponde a los primeros 13 km del tramo norte, donde los niveles de recuperación han sido más lentos que en el resto de la zona restaurada por las condiciones de partida más desfavorables señaladas: su proximidad al espacio minero, la presencia de contaminación histórica y la extracción mecanizada del material tóxico depositado. Por ello, sigue siendo necesario mantener una revisión periódica de los suelos y de las comunidades biológicas presentes en este tramo con objeto de controlar la inmovilización de la contaminación remanente y evitar su transferencia a la red trófica.

Persistencia de la zona restaurada

Entre las principales medidas que aseguran la conservación del espacio restaurado a largo plazo está la adquisición de la titularidad completa de los terrenos. Por otra parte, su declaración como monte público de titularidad autonómica y como espacio protegido bajo la figura de Paisaje Protegido, dentro de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y de la Red Natura 2000 (como Zona Especial de Conservación ZEC ES6180005 Corredor Ecológico del Río Guadamar), garantizan un régimen de protección efectiva para el mantenimiento de sus funciones ecológicas.

Presupuesto y financiación

La ejecución de todas las actuaciones comprendidas en el proyecto supuso un presupuesto de ejecución de unos 75 millones de euros (sin incluir el importe de la expropiación de los terrenos). En cuanto a la fuente de financiación correspondieron fundamentalmente a fondos de la Administración autonómica.

Cualificación del personal

La ejecución del proyecto del Corredor Verde del Guadamar es el resultado del trabajo conjunto de un equipo multidisciplinar integrado por un amplio elenco de campos profesionales que formaron parte de la Oficina Técnica del Guadamar (ingenieros de montes, agrónomos, industriales, químicos, biólogos, geógrafos, juristas, ingenieros técnicos, etc.), contando con el asesoramiento aportado por los numerosos investigadores adscritos al Programa de Investigación bajo la coordinación de los doctores Carlos Montes (Universidad Autónoma de Madrid) y Francisco Borja (Universidad de Huelva).

Para obtener una idea de la magnitud del personal involucrado en la ejecución de los trabajos, cabe señalar que en los siete primeros meses de duración de los trabajos de retirada del material tóxico se extrajeron 7 millones de m³ de lodos y tierras contaminadas, que fueron depositadas en la antigua corta minera, para lo que se creó un dispositivo integrado por 154 máquinas de excavación, 491 camiones y 868 operarios entre peones, capataces, maquinistas, conductores y técnicos de dirección de obras. Durante los trabajos de reforestación participaron simultáneamente más de 200 personas, entre peones básicos de trabajos forestales, peones especializados, capataces, oficiales y técnicos de dirección de obras, subdividiéndose los trabajos en tres tramos. En cuanto al programa de investigación, en los primeros cuatro años estuvo integrado por 200 investigadores titulares y 80 becarios de investigación adscritos a 20 convenios que se suscribieron con diferentes centros de investigación especializados y universidades.

Más información

Centro de Visitantes del Corredor Verde: carretera vieja de Aznalcázar-Pilas Km 0,2 41849, Aznalcázar (Sevilla).

Web:

https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/web/ventanadel-visitante/detalle-buscador-mapa/-/asset_publisher/JlBxh2qB3NwR/content/corredor-verde-del-guadamar/255035

Información disponible sobre el Corredor Verde del Guadamar (guías, información ambiental, programa de investigación, mapa de uso público y otras publicaciones).

Autor: José María Arenas Cabello (jefe de Servicio de Planificación y seguimiento de riesgos de inundación; Junta de Andalucía; Consejería de Agricultura, pesca, Agua y Desarrollo Rural; Dirección General de Medio Natural, Biodiversidad y Espacios Protegidos).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE DEPURACIÓN DE BEGUDÀ PARA LA RECUPERACIÓN DE LOS HÁBITATS ACUÁTICOS Y MEJORA DE LA RESILIENCIA DEL RÍO TURONELL

Localización/ámbito de actuación

La zona de actuación se sitúa en el entorno de la estación depuradora de aguas residuales (en adelante, EDAR) de Begudà. En concreto se ha actuado sobre los lagunajes artificiales creados como parte del sistema de depuración y sobre el entorno del río Turonell.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Agbar.

Entidad/es socia/s del proyecto

Consorci de Medi Ambient i Salut Pública de la Garrotxa (Consell Comarcal de la Garrotxa), Ajuntament de Sant Joan les Fonts.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Marzo 2022-septiembre 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo IX. Tratamiento y gestión de residuos.

Ecosistemas afectados

91E0. Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion).

3150. Lagos eutróficos naturales con vegetación *Magnopotamion* o *Hydrocharition*.

6510. Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*).

Motivación para desarrollar el proyecto

Estrategia de biodiversidad de Agbar con el objetivo de la mejora de los ecosistemas acuáticos y el impulso a las soluciones basadas en la naturaleza.

Diagnóstico ecológico

La degradación de los antiguos humedales de depuración de Begudà, que quedaron fuera de uso hace años, y la constatación de la presión que sufren las especies ligadas a hábitats acuáticos han motivado las actuaciones de restauración.

Además, la zona posee un elevado potencial ecológico, dado que el río Turonell forma parte del parque natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa y de la Red Natura y a la existencia en la zona de actuación de una aliseda, catalogada como hábitat de interés comunitario prioritario.

Esta aliseda es también un elemento clave del espacio natural protegido. A pesar de ello, los alisos (*Alnus glutinosa*) son actualmente escasos en la zona, quedando algunos ejemplares dispersos. Las especies arboladas dominantes del entorno más cercano a la laguna y al río son propias de hábitat de ribera: los fresnos y avellanos y algún arce puntual, aunque también se encuentra algún individuo de *Robinia pseudoacacia* (especie exótica invasora).

El río Turonell es un pequeño río de caudal permanente, pero de fuerte carácter estacional, que, al igual que todos los sistemas fluviales de poco caudal de Cataluña, está sufriendo de forma importante los efectos del cambio climático.

Además, se trata de un río con mucha presión antrópica. En su primer kilómetro desde el nacimiento recibe las aguas residuales generadas en el polígono industrial Pla de Begudà, principalmente tratadas en la depuradora de aguas residuales de Begudà.

Los datos del seguimiento de indicadores biológicos de la calidad del agua del río Turonell, que realiza anualmente el Consorcio de Medio Ambiente y Salud Pública SIGMA, muestra cómo, en los últimos cinco años, los resultados de macroinvertebrados (índice IBMWP) y fitobentos (índice IPS) dan como resultado una calidad mediocre según los rangos de valoración de la Agencia Catalana del Agua.

El lagunaje está constituido por tres balsas interconectadas que recibe las aguas provenientes de la depuradora de Begudà. Las lagunas primera y segunda constituyen un carrizal (*Phragmites australis*), mientras que la tercera se observa en lámina libre.

La acumulación de los fangos en las tres balsas ha hecho que hayan perdido gran parte de potencial como hábitat de lagunas permanentes, al tiempo que han perdido gran parte del servicio ecosistémico de depuración del agua tratada que les llegaba, debido a la pérdida de eficiencia del sistema por la colmatación de fangos.

Actualmente, las tres lagunas tienen un cerramiento perimetral que está hecho de malla ganadera recubierta de un denso zarzal que ha creado un apantallamiento vegetal impenetrable que disminuye de forma importante la conectividad del interior de las lagunas con el entorno. Por otra parte, esta masa vegetal que actualmente recubre la valla está tan ensanchada que ha hecho desaparecer los márgenes de la laguna de lámina libre, impidiendo la existencia de diversidad de microhábitats tan importantes para gran número de especies acuáticas que utilizan las lagunas.

Dentro del espacio del lagunaje, en los viales entre lagunas, se han desarrollado especies invasoras vegetales, de gran implantación en la Garrotxa, las robinias (*Robinia pseudoacacia*). Se trata de un árbol con un crecimiento muy rápido y agresivo, siendo una especie difícil de erradicar.

Los ejemplares hallados se encuentran en un estado temprano de implantación en este espacio, ya que sólo se han detectado ejemplares dentro de la instalación, pero no fuera, donde tenemos el hábitat de aliseda. Esto hace que sea urgente y prioritaria una actuación de eliminación de estos ejemplares.

Junto al lagunaje, se encuentra un antiguo molino abandonado con un yermo de vegetación ruderal con signos de degradación que venía acumulando.

Antes de la intervención se ha realizado un estudio de gabinete para recopilar la información existente sobre las citas y observaciones de especies de la zona. También se ha hecho un trabajo de campo donde se han realizado analíticas de fangos y de agua de las lagunas, inventario de anfibios, muestreo de macroinvertebrados en los humedales y un inventario botánico del entorno con el fin de conocer las características ambientales iniciales.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Por todo lo descrito en cuanto a situación y riesgos en el apartado anterior, se propone realizar una serie de actuaciones en la zona donde está ubicado el lagunaje con el objetivo de restauración de un hábitat de lagunas eutróficas permanentes y la mejora de la calidad ecológica de los hábitats y especies acuáticas del río Turonell y su entorno de influencia, para contribuir al aumento de la resiliencia del ecosistema acuático frente a los efectos del cambio climático y de las presiones del sistema de saneamiento del polígono industrial de Begudà.

Las actuaciones se han enfocado a la recuperación de fauna y flora en declive ligada a hábitats acuáticos como los anfibios, como especies que se encuentran en una fuerte regresión a nivel local y global; los odonatos, grupo faunístico en declive local y globalmente; los quirópteros; algunos reptiles acuáticos, como la tortuga de arroyo; los alisos, árboles que requieren un nivel freático alto y que conforman el hábitat de alisedas con protección prioritaria en Europa; y la planta acuática autóctona (hidrófitos y helófitos).

Los objetivos concretos son:

- Creación de un hábitat de lagos eutróficos permanentes con una morfología de los márgenes, profundidades y pendientes que permita un hábitat adecuado para las diversas especies de anfibios, odonatos y planta acuática.
- Mejora y potenciación del hábitat de aliseda.
- Potenciación del hábitat de prado de siega.
- Potenciación de hábitat con anfibios y reptiles acuáticos autóctonos (tortuga de arroyo).
- Potenciación de un hábitat con el grupo faunístico de odonatos y macroinvertebrados acuáticos.
- Potenciación de un hábitat con murciélagos en general y, sobre todo, con murciélagos de agua.
- Introducción de planta acuática autóctona silvestre (no variedades ornamentales).
- Eliminación y control de especies exóticas invasoras (*Robinia pseudoacacia*).
- Mejora de los servicios ecosistémicos de depuración natural que ofrece el lagunaje.
- Mejora de la calidad ecológica del río Turonell.
- Mejora de los servicios ecosistémicos de educación ambiental, mediante la ordenación del espacio para poder ser visitado y la elaboración de un panel interpretativo.

Marco legal

La actuación no se deriva de ninguna obligación legal. El proyecto se ha sometido a evaluación y autorización de la administración gestora del parque natural protegido y del ayuntamiento, quien ha emitido la licencia de obras.

Acciones de restauración

0. Censo de fauna, mapeo y marcaje de vegetación inicial.

1. Tratamiento de las robinias. Tratamiento mediante anillamiento y solarización de las robinias (*Robinia pseudoacacia*), con el objetivo de favorecer a especies vegetales autóctonas, ya que frena la proliferación de invasoras.

2. Retirada del cerramiento actual y sustitución por uno que permite la conectividad.



➤ **Figura 1.** Humedales artificiales de depuración de Begudà después de la actuación en Sant Joan les Fonts (Girona).
Autor: Ferrán Martí.

3. Retirada de fangos. Se han vaciado fangos de las lagunas 2 y 3 y se han incorporado a la laguna 1, en la cual se ha realizado una barrera de contención con técnicas de bioingeniería de forma que tres cuartas partes de la laguna 1 serán las ocupadas por los fangos. Esto permitirá disponer de las lagunas 2 y 3 para la depuración del efluente de la EDAR con macrófitos; y la laguna 1 será zona de plantación de alisos y, puntualmente, puede utilizarse también de filtro de depuración (dendrodepuración). La reutilización de fangos extraídos *in situ* disminuye la huella ambiental del proyecto. La retirada de fangos de la laguna 3 permite aumentar el volumen de agua almacenada y mejorará las condiciones del hábitat de laguna permanente. En la laguna 1, que ha quedado ocupada por los fangos, tras la disminución del volumen de agua que almacenan, se plantan alisos con el objetivo de aumentar la superficie de aliseda, conocer la capacidad de adaptación de los alisos en un sistema de humedales de depuración y su contribución a la depuración de agua.

5. Colocación del cerramiento permeable. Sustitución del cerramiento impermeable anterior por uno de postes y cuerda que permite la conectividad.

6. Revegetación. Plantación de alisos en la laguna 1 que se ha colmatado de fangos. Son árboles de origen certificado, provenientes de semillas de zonas autorizadas de Cataluña y reproducidos en vivero. Plantación de vegetación helófito alrededor de la laguna 3 e introducción de hidrófitos en la laguna 3.

7. Creación de estructuras de biodiversidad. Se distribuye alrededor de la laguna 3 una estructura de ramas para refugio de anfibios, roca y rocallas, con troncos grandes horizontales. En el prado de siega se realiza un hotel para polinizadores y se incorporan cajas refugio de murciélagos.

8. Canalizaciones de conexión de las balsas. Se crean nuevas canalizaciones de forma que se permite la gestión del agua de entrada a los lagunajes, dirigiéndola a la laguna que más interesa para cada momento.

9. Creación de prado de siega. Preparación del terreno y siembra con semillas que provienen de prados locales de siega que tienen una buena calidad ecológica en cuanto a composición vegetal (las semillas son proporcionadas por la administración que gestiona el parque natural protegido de la Garrotxa, en el cual se está llevando a cabo el programa de recuperación de prados de siega).

10. Señalística. Se realiza un panel interpretativo de los hábitats restaurados.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se mantienen reuniones periódicas con SIGMA, con el ayuntamiento implicado y con la administración gestora del parque natural protegido.

Seguimiento de la RE

Inicialmente se han realizado analíticas de fangos y del agua de las lagunas, un inventario de anfibios, un muestreo de macroinvertebrados en los humedales y un inventario botánico del entorno.

Está prevista la realización de controles de calidad de agua de entrada y salida del humedal para realizar la modelización de la depuración, seguimiento del desarrollo de la vegetación, muestreo de macroinvertebrados, seguimiento de quirópteros y censos de anfibios para conocer los efectos de la restauración sobre el ecosistema y tener un conocimiento mayor de las especies que utilizan el lugar.

Mantenimiento

Mantenimiento previsto del sistema de humedales de depuración y del prado de siega, con desbroces o siega periódicos y mantenimiento de los elementos del sistema (revisiones periódicas de la infraestructura como valvulería, canalizaciones, etc.).

Desviaciones

La actuación se ha desarrollado según lo previsto sin incidentes ni desviaciones.

Evaluación final

Todavía es pronto para realizar una evaluación.

Persistencia de la zona restaurada

Agbar, como gestora de la EDAR Begudà, gestiona también los humedales de depuración asociados a la EDAR en nombre del Consell Comarcal, que es con quien se tiene el contrato de saneamiento. Por otro lado, el ayuntamiento es titular de los terrenos donde se realizan las actuaciones.

Presupuesto y financiación

63.787 € de presupuesto total, un 70 % financiado por fondos del Programa de desarrollo rural de Catalunya 2014-2022, cofinanciada por la Unión Europea con el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural y por la Generalitat de Catalunya, a través del Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. El 30 % adicional proviene del Consell Comarcal y recursos de Agbar (grupo empresarial al que pertenece Aquambiente).

Sistemas de control

No.

Cualificación del personal

Larga experiencia en proyectos similares por parte del personal dedicado y las empresas contratadas. Ingenieros agrónomos, biólogos y paisajistas.

Más información

Noticia en la web de Agbar:

<https://www.agbarclients.cat/-/impulsem-un-projecte-de-restauracio-dels-aiguamolls-de-depuracio-de-beguda-per-afavorir-la-biodiversitat-a-la-garrotxa>

Artículos publicados en prensa:

<https://www.elpuntavui.cat/societat/article/5-societat/2142639-agbar-impulsa-un-projecte-de-restauracio-dels-aiguamolls-de-la-depuradora-de-beguda.html>

<https://www.diaridegirona.cat/comarques/2022/05/21/agbar-restaura-els-aiguamolls-artificials-66353225.html>

<https://www.naciodigital.cat/garrotxa/noticia/26594/sant-joan-les-fonts-recupera-aiguamolls-artificials-beguda>

Autora: Clara Rovira (responsable de biodiversidad de Agbar).



Nombre del proyecto

RECUPERACIÓN DE LA ZONA INCENDIADA DE CORTES DE PALLÁS (VALENCIA)

Localización/Ámbito de actuación

La fase inicial del proyecto se enmarca en el término municipal de Yátova (Valencia). En los próximos cuatro años, se incluirán zonas del término municipal de Dos Aguas (Valencia).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

WWF España.

Entidad/es socia/s del proyecto

Generalitat Valenciana.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2021-2025.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendios.

El incendio de Cortes de Pallás (Valencia) en 2012 es considerado, hasta el momento, el segundo incendio forestal más grande del siglo en España. Se inició en Cortes de Pallás (Valencia) y asoló aproximadamente 30.000 ha. Este siniestro afectó a trece municipios y tres áreas protegidas, incluyendo zonas muy sensibles para especies en peligro, como el águila perdicera (*Aquila fasciata*) y el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), y miles de personas tuvieron que ser evacuadas.

Los pinares, carrascales y las formaciones mixtas entre ambas eran, previamente al incendio, las masas arboladas más comunes en la zona (13 %), pero la alta recurrencia de fuegos está llevando al territorio a una rápida sustitución de estas formaciones arboladas por matorrales y pastizales (ocupaban un 78 %).

Ecosistemas afectados

Código UE	Hábitat	Superficie afectada (ha)	%
1520	Vegetación gipsícola ibérica (Gypsophiletalia)*	435	1,46
5210	Matorrales arborescentes de Juniperus spp.	2774	9,32
5330	Matorrales termomediterráneos y preestépicos	3569	11,99
6110	Prados calcáreos cársticos o basófilos del Alysso-Sedion albi*	570	1,92
6220	Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del Thero-Brachypodietea*	9306	31,27
6430	Megaforbios eutrofos hidrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino	1005	3,38
8210	Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica	46	0,16
92D0	Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (Nerio-Tamaricetea y Securinegion tinctoriae)	3166	10,64
9340	Encinares de Quercus ilex y Quercus rotundifolia	374	1,26
9560	Bosques endémicos de Juniperus spp.*	150	0,50

* Hábitat prioritario.

Tabla I. Lista de ecosistemas y superficie afectados.

Motivación para desarrollar el proyecto

El proyecto se promueve desde la iniciativa privada en el marco de los fondos de Responsabilidad Social Corporativa como respuesta a la catástrofe medioambiental sufrida en 2012 por el incendio de Cortes de Pallás.

Diagnóstico ecológico

A día de hoy, existe un gran riesgo de incendio en toda el área debido a la falta de gestión, el abandono rural y el paisaje creado tras los recurrentes incendios. La estructura y composición actual de la vegetación asegura unos altos niveles de riesgo de propagación y severidad de un posible nuevo incendio debido a la alta continuidad vertical y horizontal de la vegetación.

Además, las zonas arboladas dentro del perímetro del incendio de 2012 se encuentran en un grave retroceso, lo que hace aconsejable actuar sobre las actuales pinadas jóvenes hiperdensas (con más de 50.000 pies/ha⁻¹) resultantes tras el fuego (**figura I**), ya que sus piñas no han alcanzado la madurez sexual y, en el caso de un nuevo incendio, la especie podría desaparecer.

A pesar de todo, la zona afectada tiene un alto valor ecológico que se refleja en una gran cantidad de figuras de protección como LIC, ZEPA, paraje natural municipal y microrreserva y numerosos hábitats de interés comunitario.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El **objetivo general** de esta restauración forestal es contribuir a la creación y mantenimiento de un paisaje agroforestal en mosaico que minimice la propagación y severidad del fuego a través de la reducción de combustible e incremente la resiliencia frente a nuevos incendios. A través de las técnicas de restauración ecológica empleadas se ha iniciado la recuperación progresiva del ecosistema natural (quinto paso del esquema superior).



➤ **Figura I.** Ejemplo del regenerado masivo de pino carrasco predominante en gran parte de las zonas de actuación.
Autor: David Fuentes.

Son **objetivos específicos**: i) ayudar a la regeneración de masas arboladas; ii) disminuir la probabilidad de propagación de grandes incendios; iii) crear hábitats para la fauna; iv) mejorar el crecimiento de especies claves para la resiliencia y madurez del ecosistema; y v) establecer un sistema de custodia del territorio con propietarios privados.

El **ecosistema de referencia** propuesto para las zonas a restaurar es un mosaico agroforestal con una baja carga de combustible, discontinuidad horizontal y vertical y más del 30 % de cobertura de especies con estrategia rebrotadora. Este tipo de estructura se observa en gran parte de la zona incendiada en las imágenes aéreas de mitad del siglo pasado.

Marco legal

El proyecto está en consonancia con el Plan de Gestión Macizo del Caroig (Red Natura 2000), el Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunitat Valenciana (PATFOR) y los planes de prevención de incendios forestales de las demarcaciones en las que se trabaja. También se han tenido en consideración la Estrategia Valenciana ante el Cambio Climático 2013-2020 y la Estrategia Valenciana de Prevención de Incendios Forestales y Adaptación al Cambio Climático Horizonte 2017-2020. Las actuaciones han sido revisadas y aprobadas por la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica de la Generalitat Valenciana.

Acciones de restauración

Se ha priorizado la actuación sobre vegetación arbórea, en zonas altamente inflamables, con pendientes menores al 30 %, en litologías propensas a la presencia de germinadoras y en suelo de titularidad privada (**figura II**).

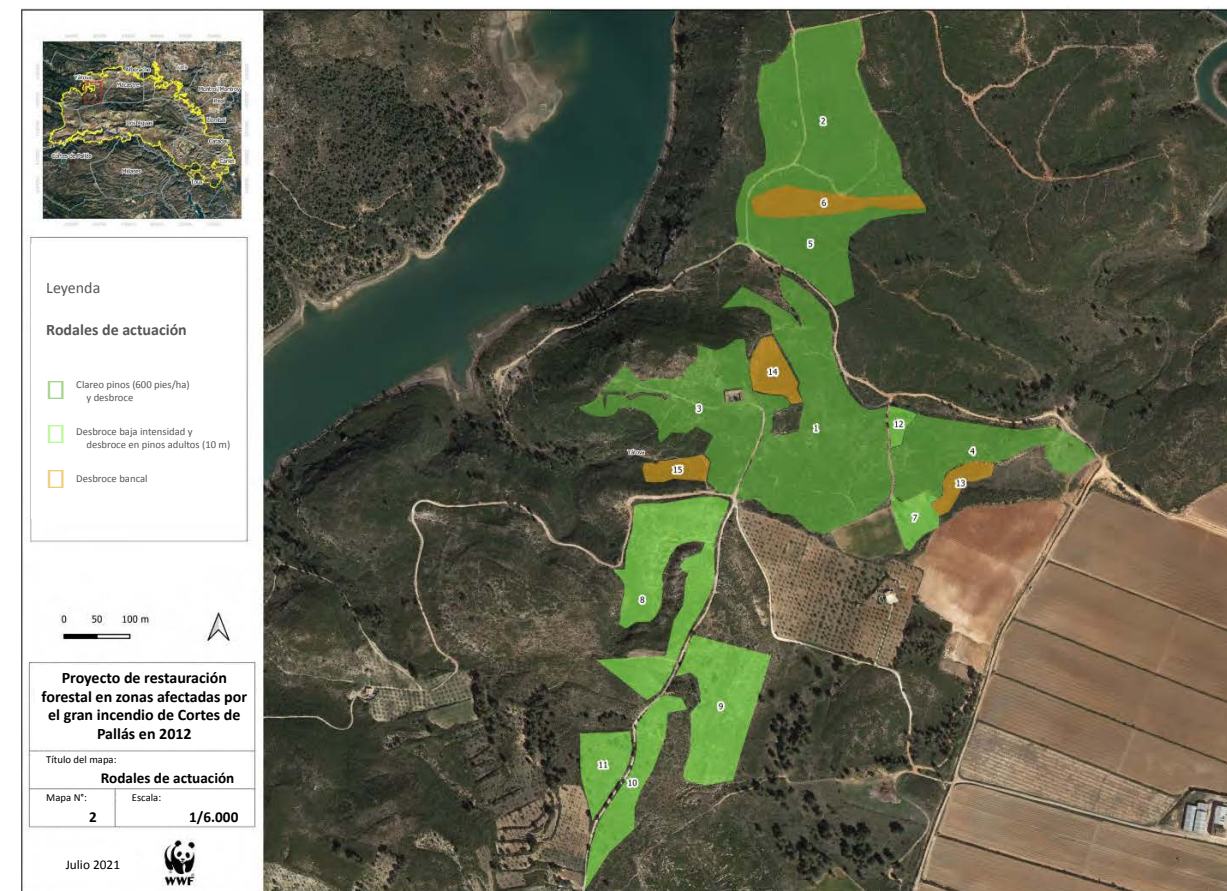
En los cinco años que dura el proyecto se ha previsto actuar sobre 125 ha (25 ha anuales) mediante:

Desbroces selectivos y clareos en zonas de pinar de regenerado denso con triturado y acolchado posterior de las zonas desbrozadas, que tendrá efectos positivos sobre la composición y estructura de la vegetación y la conectividad de la flora y fauna local (**figura III**).

Roza en fajas, respetando la vegetación rebrotadora presente, en zonas de regenerado dominado por germinadoras con triturado y acolchado posterior de las zonas desbrozadas, que disminuirá la cantidad de combustible en estas zonas.

Establecimiento de plantaciones de enriquecimiento o núcleos de dispersión y reclamo (NDR). Las especies utilizadas son autóctonas, rebrotadoras y en su mayoría con frutos carnosos y llamativos para su dispersión por la fauna local.

Recuperación de campos de cultivo abandonados mediante rozas que se repetirán en años sucesivos para favorecer el establecimiento de pastizales o herbazales.



➤ **Figura II.** Localización de la superficie restaurada durante la primera anualidad del proyecto (2021, en amarillo) y superficie propuesta para la segunda anualidad (2022, en naranja). Ambas en el término municipal de Yátova (Valencia).
Autor: David Fuentes.



➤ **Figura III.** Ejemplos de las zonas restauradas donde se puede apreciar la densidad final de arbolado, las especies rebrotadoras que se han mantenido y la cubierta de mulch que proporciona los restos triturados. **Autor:** David Fuentes

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

El proyecto de restauración forestal tiene como antecedente el proyecto Terecova (Herramientas para la Planificación Territorial de la Restauración en la Comunidad Valenciana, CGL2014-52714-C2-1-R), que realizó acciones participativas en las que se identificó a los principales grupos de interés (cazadores, apicultores, propietarios forestales y agentes de desarrollo local, entre otros), de tal forma que se han incluido las prioridades de dichos grupos en la planificación de las acciones de restauración.

Asimismo, se llevó a cabo un taller participativo en el que se presentó la idea general del proyecto y se discutieron diversas opciones de gestión, recogiendo las distintas opiniones de los participantes. Estuvieron presentes diversas entidades y empresas, expertos universitarios, asociaciones ecologistas o los responsables de la financiación del proyecto, entre otros.

También se han realizado reuniones con técnicos y gestores para informar sobre los objetivos del proyecto.

Se han realizado plantaciones participativas, con la colaboración de la asociación Proyecto Riqueza Natural y empleados de la empresa financiadora de los trabajos. También participaron estudiantes en prácticas de dos institutos con ciclos formativos forestales.

La empresa ejecutora del proyecto pertenece a uno de los municipios afectados por el incendio de 2012.

Seguimiento de la RE

Se ha adaptado el protocolo de seguimiento para proyectos de restauración forestal desarrollado por la Universidad Politécnica de Madrid y WWF a la zona de actuación.

Se han establecido parcelas fijas de control de cobertura a lo largo de las zonas desbrozadas, y se medirá la altura y el diámetro basal de un número representativo de las especies introducidas. También se realizará un seguimiento anual de la evolución de la vegetación a través de modelos digitales de superficie y altura de vegetación normalizada.

Mantenimiento

Se realizarán desbroces en los antiguos bancales de cultivo para favorecer el establecimiento definitivo de pastizales o herbazales. Así mismo, se realizará una reposición de marras en zonas de alta mortalidad. Las nuevas plantaciones que se realicen en los próximos años contarán con un mínimo de dos riegos de apoyo, uno tras la plantación y otro en verano, pudiendo elevarse a tres riegos en función del reparto de precipitación anual.

Como parte de la gestión adaptativa de estas actuaciones, se incluirá, a partir del segundo año del proyecto (febrero-mayo 2023), el pastoreo de las zonas desbrozadas que sirva como regulador del desarrollo de la vegetación herbácea y leñosa. También revitalizará el pastoreo en la zona, prácticamente inexistente en la actualidad, para lo cual se están realizando a día de hoy los pertinentes acuerdos con el pastor.

Desviaciones

Las posibles variaciones del proyecto vienen dadas por la disponibilidad de terrenos privados para realizar las acciones de restauración, por lo que, a pesar de haber establecido un eje prioritario inicialmente, pueden surgir variaciones en su trazado, que no afectarán al objetivo final ni a los objetivos específicos del proyecto.

Se analizan actualmente las acciones realizadas durante la primera fase de ejecución. Durante los primeros meses del proyecto se apreció un rechazo inicial de los propietarios privados, basado principalmente en la desconfianza, que ha ido mermando en estos últimos meses en los que, tras las primeras acciones realizadas, ha habido un mayor interés por parte de nuevos propietarios.

Evaluación final

El proyecto se encuentra en la primera fase, de las cinco previstas. Hasta el momento, el paisaje creado en una superficie de 25 ha se ajusta a los objetivos iniciales, donde las discontinuidades creadas auguran un importante descenso de la velocidad de propagación de un nuevo incendio en la zona y un incremento de la resiliencia de la masa (objetivo general).

Es pronto para evaluar el beneficio sobre la regeneración de las masas arboledas, pero la eliminación de la biomasa muerta que la envolvía (aliagas en su mayor parte), junto con la mayor presencia especies rebrotadoras con menor presencia de necromasa y alto contenido de humedad contribuyen en gran medida a los objetivos específicos ii), iii) y iv).

También es importante la satisfacción con los trabajos realizados detectada en los usuarios de estas zonas (subobjetivo v), que puede representar un mayor grado de implicación en su cuidado y mantenimiento. La gran mayoría de los propietarios de terrenos forestales no obtienen ningún tipo de rentas de estas parcelas, y mucho menos después del paso del fuego, por lo que apenas hay capacidad de inversión en gestión y mantenimiento postincendio.

Un elemento importante de este proyecto es la participación. En la práctica, los procesos de información y participación pública suelen tener muy corto alcance, salvo por el desarrollo de reuniones y consultas con escasa capacidad de decisión, en la mayoría de los casos. En el marco del proyecto Terecova se ha pretendido consensuar los objetivos de la restauración con los grupos de usuarios clave y hacerlos partícipes en la toma de decisiones.

Persistencia de la zona restaurada

Los propietarios que han incluido sus zonas en los convenios firmados para su restauración se han comprometido a mantener los objetivos planteados por WWF, al menos a corto y medio plazo. Todos los convenios son renovables cada dos años. Se asume que a largo plazo algunas de las zonas tratadas pueden volver a presentar deficiencias en su estructura o composición, pero el diagnóstico previo y los antecedentes de restauración en la zona indican que las acciones de restauración tendrán persistencia *per se* a largo plazo en su mayoría. Las acciones de gestión adaptativa derivadas de los trabajos realizados y de los propuestos se enfocarán hacia el objetivo de la mayor sostenibilidad en el tiempo en base a la respuesta del ecosistema.

Presupuesto y financiación

Inversión económica del sector privado (empresas): 136.000,00 €.

Este presupuesto incluye todas las acciones realizadas en el marco del proyecto (redacción del proyecto, acciones de restauración, participación, seguimiento, mantenimiento, etc.).

Sistemas de control

Se han garantizado las buenas prácticas en restauración gracias a la aplicación de los estándares WWF-SER para la certificación de proyectos de restauración de ecosistemas forestales en la redacción del proyecto y, por lo tanto, en su fase de planificación y diseño. Estos estándares pretenden, a través de una metodología común y estandarizada, que un proyecto de restauración pueda ser calificado como certificable, en base a unos criterios de buenas prácticas de restauración.

Cualificación del personal

Se recurre a trabajadores forestales del entorno para realizar los trabajos sobre el terreno, con experiencia y especialización en el sector forestal.

El equipo técnico implicado en el diseño y ejecución del proyecto de restauración es:

- Diana Colomina. Ingeniera de montes. Coordinadora de Bosques de WWF España.
- David Fuentes. Doctor Ingeniero de montes, trabajando por cuenta propia. Anteriormente dedicado a la investigación forestal en la Fundación CEAM (Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo) y en el Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante.

Más información

Webs:

<https://www.wwf.es/?59400/Iniciamos-la-restauracion-de-la-zona-calcinada-en-Cortes-de-Pallas-Valencia-en-el-segundo-incendio-forestal-mas-grande-del-siglo-en-Espana>

<https://recuperandonuestrospaisajes.org/>

https://wwfes.awsassets.panda.org/downloads/estandares_wwf_ser.pdf?59941/Estandares-para-la-certificacion-de-proyectos-de-restauracion-de-ecosistemas-forestales

Autores: Diana Colomina (coordinadora de Bosques de WWF España); y David Fuentes (consultor ambiental).



Nombre del proyecto

PLAN DE RESTAURACIÓN DE LOS MONTES PÚBLICOS AFECTADOS POR EL INCENDIO FORESTAL DE LAS PEÑUELAS 2017

Localización/Ámbito de actuación

Provincia: Huelva.

Términos municipales: Almonte, Moguer y Lucena del Puerto.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible.

Entidad/es socia/s del proyecto

WWF España, SEO, Plant For The Planet, Endesa, Ecologistas en Acción, Todos con Mazagón.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2019-actualidad.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendios.

Ecosistemas afectados

El plan de restauración distingue ocho unidades ambientales en el área afectada por el incendio de las Peñuelas, que se definen como superficies relativamente extensas que presentan homogeneidad en cuanto a condiciones orográficas, litológicas y de composición y estructura vegetal:

- Unidad Abalarío.
- Unidad occidental.
- Unidad noroccidental.
- Dunas y arenales costeros.
- Arroyos atlánticos.
- Lagunas temporales sin turba.
- Lagunas temporales con turba.
- Turberas.

Estas unidades se dividen en unidades más pequeñas atendiendo a su génesis, desarrollo de la vegetación y grado de disección de la red fluvial entre otros factores, llegando de esta forma a 28 subunidades medioambientales. A su vez, estas subunidades se dividen en otras de tercer nivel, hasta un total de 101, que son las que permiten un gran detalle en la definición de las tareas de restauración.

Entre todas estas unidades y subunidades encontramos un total de 20 HIC, de los cuales 8 son prioritarios y 10 están propuestos para serlos. Los HIC que se han visto afectados por el incendio son: 1210, 1230, 2120, 2130, 2150_0, 2150_1, 2150_2, 2180_1, 2180_2, 2230_0, 2230_1, 2250, 2260_0, 2260_1, 2260_2, 2270, 3110_2, 3160_1, 3170_1 y 7210_1.

Motivación para desarrollar el proyecto

Este incendio afectó a un total de 10.344,40 ha, de las que 7391,90 ha pertenecían al espacio natural de Doñana. También afectó a otros tres espacios protegidos (paraje natural Laguna de Palos y Las Madres, monumento natural Acantilado del Asperillo, LIC Dehesa del Estero), lo cual constituye un espacio con un alto valor ambiental y socioeconómico.

Por otro lado, la Ley 5/1999, de 29 de junio, de Prevención y Lucha contra los Incendios Forestales, en su artículo 51, señala la obligación de restauración de los terrenos forestales incendiados.



➤ **Figura 1.** Estado del Médano del Asperillo (espacio natural de Doñana) tras el incendio de Las Peñuelas 2017.
Autor: Miguel Ángel Maneiro Márquez.

Diagnóstico ecológico

Constituye el límite occidental del área de Doñana, integrando un extenso manto eólico litoral, el más extenso conjunto de lagunas temporales del sector y la cabecera de dos cuencas de gran importancia: Tinto, Odiel y Piedras; y Guadalquivir.

Antes del incendio la masa forestal se encontraba en un buen estado de conservación general, albergando excepcionales valores ambientales y servicios ambientales como aprovechamientos forestales o un intenso uso recreativo.

Las principales amenazas, además de los incendios, la constituyen la sobreexplotación de acuíferos y el cambio de usos en las zonas lindantes con usos agrícolas; el cambio climático también amenaza ecosistemas litorales muy sensibles, como humedales de carácter temporal o sistemas dunares.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El plan da respaldo a distintas estrategias de actuación que se pueden enclavar en las modalidades de rehabilitación y restauración ecológica, que posteriormente se están definiendo en proyectos de actuación concretos. Esto se consigue mediante el cumplimiento de los siguientes objetivos generales, que se desglosan en objetivos específicos, medidas y submedidas (véase el «Tomo III: [Objetivos de la Restauración. Medidas y actuaciones](#)», del plan de restauración):

- **Objetivo 01.** Recuperar ambientalmente la zona afectada, prestando especial atención a la conservación de la biodiversidad y a la protección de los HIC, favoreciendo la diversificación y la heterogeneidad dentro de cada una de las unidades ambientales afectadas y procurando minimizar el impacto que los trabajos de restauración puedan generar sobre el medio natural.
- **Objetivo 02.** Recuperar y reforzar los servicios ambientales que aportaba esta zona en forma de aprovechamientos (fundamentalmente piña, madera, leña, cinegético y apicultura) y sus usos sociales y recreativos (paisaje, esparcimiento) o ambientales (hábitats de especies relevantes, etc.).
- **Objetivo 03.** Integrar medidas de adaptación al cambio global (C. G.) y, específicamente, al cambio climático (C. C.), que den lugar a un territorio mejor adaptado a los escenarios futuros previsibles.
- **Objetivo 04.** Integrar las actuaciones englobadas en la restauración en un marco de gestión adaptativa que permita modular las actuaciones previstas según la evolución del medio y las tareas realizadas.
- **Objetivo 05.** Concienciar a la población sobre la necesidad de emprender planes de restauración y las implicaciones ambientales de los mismos. En concreto, comunicar y hacer partícipe a la ciudadanía en general, y específicamente a la local, del contenido del plan de restauración, así como las medidas que se prevé realizar y su justificación, incorporando actuaciones de voluntariado y participación ciudadana.
- **Objetivo 06.** Integrar en el procedimiento de aprobación del plan un proceso de participación efectiva de los actores sociales y Administraciones con vinculación a los objetivos que persigue el plan.

Entre otros ejemplos, podemos citar los siguientes:

- **Restaura.** En el Arroyo del Loro se está realizando la restauración hidrogeomorfológica de su cauce. Las actuaciones han consistido en la retirada de pies quemados del cauce y taludes adyacentes; la construcción de albarradas en el pie de los taludes; el control de especies exóticas invasoras; podas de saneamiento en alcornoques; la limpieza de infraestructuras en desuso; y la retirada de arenas depositadas por erosión en el cauce y restauración vegetal del entorno. En estos momentos, se está habilitando el acceso a la playa, tras la reubicación del arroyo a su cauce original. Está prevista la restauración vegetal de los márgenes del arroyo y la adecuación de la zona de aparcamiento.



➤ **Figura II.** Rebrote de *Camarina* (*Corema album*) pocas semanas tras el incendio. **Autor:** Miguel Ángel Maneiro Márquez.



➤ **Figura III.** Detalle de la disposición de trabajo mecanizado por calles, con objeto de preservar un mínimo del 50 % del suelo (con sus comunidades y procesos). Esta disposición evita, además, repoblaciones lineales, con objeto de preservar el paisaje. **Autoría:** Tragsatec.

- **Inicia.** En algunas zonas de arenas basales se busca potenciar la diversificación de especies vegetales para restaurar la funcionalidad del ecosistema, por ejemplo, a través de la eliminación de especies exóticas, la disminución de las densidades de pinar y la introducción de especies propias de la zona como enebros y sabinas. Para controlar la erosión eólica y favorecer la regeneración natural en el frente dunar, se usaron técnicas como creación de fajinas, instalación de biorrollos y plantación y siembra de especies dunares como *Ammophila spp.*, *Armerias spp.*, etc.

Marco legal

A continuación, se recogen las principales normas que establecen el escenario legislativo dentro del cual se desarrolla el proyecto:

- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y sus modificaciones.
- Ley 5/1999, de 29 de junio, de Prevención y Lucha contra los Incendios Forestales.
- Decreto 142/2016, de 2 de agosto, por el que se amplía el ámbito territorial del Parque Natural de Doñana, se declara la ZEC Doñana Norte y Oeste y se aprueban el PORN y el PRUG del Espacio Natural de Doñana.

Acciones de restauración

Diversificación de flora, matorral y herbáceas.

Cuidado del origen genético de las plantas y semillas.

Recuperación de la funcionalidad del Arroyo del Loro y su acceso público al litoral.

Control de la erosión eólica e hídrica.

Control de la herbivoría.

Control de plantas exóticas invasoras y *Eucaliptus spp.*

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

El plan de restauración se aprobó tras el desarrollo de un proceso de participación que se integró en el Consejo de Participación de Doñana, que emitió un informe favorable por unanimidad en la sesión celebrada el 30 de octubre de 2018. Este órgano es informado periódicamente y centra la participación social en la implementación de las acciones del plan de restauración.

Además de este proceso formal, tanto antes como después de su aprobación, se han mantenido (y se siguen manteniendo) reuniones informales con distintos agentes locales implicados en el plan.

Algunas de las entidades socias del proyecto organizan actividades de sensibilización que cuentan con la participación de escolares, voluntarios y población local.

Seguimiento de la RE

Se realiza un monitoreo de la restauración a través del seguimiento en campo de las diferentes obras que se ejecutan, así como de la evolución del medio natural.

Entidades como WWF aplican protocolos de seguimiento de las plantaciones realizadas. También desarrollan otros trabajos de seguimiento complementarios de forma coordinada con la Consejería (monitoreo de polinizadores, estudios sobre el género *Erica*, etc.).

Mantenimiento

La gestión adaptativa constituye un objetivo general del plan, instrumentada a través de objetivos específicos y sus medidas correspondientes, que pueden analizarse en el apartado anterior correspondiente. Esto incluye la progresiva revisión y adaptación del plan de restauración para adaptarlo a la evolución del medio natural.

Desviaciones

Este apartado es aplicable a los diferentes proyectos de actuación que se vienen ejecutando desde 2019. Si bien el cumplimiento de las propuestas recogidas en el plan es generalizado, la principal desviación respecto a las medidas iniciales se debe a las condiciones climáticas desfavorables que se sufren desde el incendio, y que ponen en duda las técnicas de repoblación con especies autóctonas hasta ahora desarrolladas. Esta revisión se desarrolla en la actualidad, dado lo reciente de esta perturbación.

Esto incluye la progresiva revisión y adaptación del plan para ajustarlo a la evolución del medio natural.

Evaluación final

El plan de restauración está en ejecución y no se puede tener una evaluación como tal. Aun así, podemos aportar algunos datos de logros realizados:

- Reconstrucción de la pasarela de Cuesta Maneli.
- Corrección hidrogeomorfológica del Arroyo del Loro.
- Planta colocada y superficie de actuación. En la temporada 2020/2021 se actuó en 329,34 ha, en las que se sembraron más de 600.000 semillas de *Ammophila arenaria* y *Armeria pungens*, y se pusieron 199.954 plantones. En la temporada 2021/2022 se ha actuado en 1.411ha y se han puesto 360.900 plantones.

Superficies:

- Total: 630,64 ha.
- Dentro del espacio natural Doñana: 492,20 ha.

Planta:

- Total: 120.210 plantas.
- Dentro del espacio natural: 60.210 plantas:
 - 55.700 pinos piñoneros.
 - 1.900 acebuches.
 - 1.470 alcornoques.
 - 220 coscoja.
 - 400 olivillas.
 - 520 lentiscos.
- Fuera del espacio natural: 60.000 pinos piñoneros.

Persistencia de la zona restaurada

Los terrenos objeto de esta restauración son montes públicos cuya titularidad corresponde a la Junta de Andalucía. Respecto al mantenimiento, se articula dentro de la gestión ordinaria de estos montes, modulada por los planes de gestión (de ordenación, PORN, PRUG, etc.) de aplicación.

Presupuesto y financiación

Si bien aún no se puede hablar de una cifra definitiva para la ejecución de la totalidad del plan, en estos momentos el importe ejecutado/en ejecución de los distintos proyectos desarrollados en esta zona asciende a un total de 9.154.267,26 €.

Sistemas de control

Estos estándares se consideraron durante la redacción del plan, si bien no hay un documento expreso redactado sobre el particular.

WWF ha aplicado los «Estándares WWF-SER para la certificación de Proyectos de Restauración de Ecosistemas Forestales» a las fases de diseño y ejecución del proyecto «Plan de restauración de los montes públicos afectados por el incendio forestal de Las Peñuelas 2017». En términos generales, el proyecto evaluado cumple con las exigencias del estándar. Las observaciones realizadas se deben a que el plan no fue redactado teniendo en cuenta dicha norma.

Cualificación del personal

El equipo de redacción del plan integra a más de cien personas de distintas Administraciones. Esta información se encuentra disponible en la web de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía.

Más información

Contacto oficial del proyecto:

Espacio Natural de Doñana

Centro Administrativo El Acebuche. Carretera El Rocío-Matalascañas s/n.
21760 Almonte (Huelva) 959 439626

dir.pndonana.sgmaacc.cagpds@juntadeandalucia.es

Web:

[Plan de restauración de los montes públicos afectados por el incendio forestal de Las Peñuelas 2017: sector occidental del Parque natural de Doñana, Coto Mazagón y Ordenados de Moguer](#)

Autor: Miguel Ángel Maneiro Márquez (coordinador de las tareas de restauración del incendio de Las Peñuelas. Junta de Andalucía).



Nombre del proyecto

ACTUACIONES HIDROLÓGICO-FORESTALES DE EMERGENCIA EN ÁREA AFECTADA POR EL INCENDIO FORESTAL DE LIÉTOR (ALBACETE)

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto se ejecuta en el territorio afectado por el incendio forestal, en los términos municipales de Liétor y Hellín, en Albacete. La mayor parte de las actuaciones se producen en el término municipal de Hellín, al que afectó en su mayoría el incendio, aunque su origen es en el vecino término de Liétor.

El incendio recorrió una superficie de 2.178 ha y se actuó en un total aproximado de 92 ha, siguiendo la práctica habitual de intervenir el Estado en las zonas consideradas de máxima prioridad dentro del área afectada.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación (MITERD).

Entidad/es socia/s del proyecto

No procede.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

20 de septiembre de 2021-13 de mayo de 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendio. El 24 de julio de 2021 se inició en la cola del pantano del Talave, en el término municipal de Liétor (Albacete), un incendio forestal que tras dos días de actividad quemó una superficie de 2.178,36 ha, de las cuales 21,21 ha afectaron al término municipal de Liétor y el resto afectaron al término municipal de Hellín.

La zona ya había sufrido anteriormente otros incendios, también de singular relevancia, que precisaron importantes inversiones para su restauración y que, tras el nuevo incendio, hacen necesarias de nuevo actuaciones importantes para la recuperación de todos los hábitats y del ecosistema dado el grado de agresión que supone el nuevo incendio forestal.

Ecosistemas afectados

Tomillares gipsícolas (1520*), bosques de coníferas mediterráneos (9530*, 9540 y 9560*) y bosques esclerófilos mediterráneos (9340).

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación del proyecto es la prevención y atenuación de los procesos erosivos que se pueden desencadenar tras el incendio forestal al desaparecer la vegetación y dejar el suelo descubierto en un clima agresivo. Así mismo, se pretende restaurar en lo posible las funciones del ecosistema que había antes del incendio.

La Dirección General Biodiversidad, Bosques y Desertificación es el órgano del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico al que corresponde el ejercicio de las funciones de restauración hidrológica-forestal y de lucha contra la erosión y la desertificación. Dentro de las actuaciones forestales se encuentra la restauración de zonas afectadas por incendios forestales en España, en colaboración con las comunidades autónomas afectadas. El ministerio lleva realizando dichas actuaciones más de diez años.

En el caso del incendio de Liétor presente, además, el 24 de agosto de 2021, el Consejo de Ministros acordó declarar zonas afectadas gravemente por emergencias de protección civil (ZAEPC) las comunidades autónomas de Castilla y León, Andalucía, Aragón, Canarias, Castilla-La Mancha, Cataluña, Comunidad Valenciana, Extremadura, Illes Balears, La Rioja, Madrid, Navarra y el Principado de Asturias, incluyendo, pues, Liétor.

Diagnóstico ecológico

Geológicamente, nos encontramos en una zona de choque de las estructuras de la unidad beti-ibérica y unidad bética del prebético externo, a lo largo del curso del río Mundo. Las estructuras se orientan con rumbos NO-SE, siendo estas amplias y tranquilas en la zona de la Loma Fajarde, que encontramos en la zona central de la zona quemada. En la SIERRA de Peñalavada (norte de la zona) el Dogger cabalga a los materiales detríticos del Mioceno marino, completando el relleno con materiales superiores del mioceno marino.

Según el mapa de suelo (Clasificación USDA, 1987), en zona incendiada encontramos los siguientes grupos de suelo:

- Orden Aridisol, orden *Orthid*, suborden *Calciorthid* y *Camborthid*.
- Orden Entisol, suborden *Orthens*.

Biogeográficamente, la zona pertenece a la provincia murciano-almeriense, al distrito murciano-septentrional del subsector murciano. La vegetación potencial climatófila de esta provincia no es arbórea sino arbustiva, siendo la vegetación más característica los tomillares, muy diversos y ricos en especies endémicas

La vegetación del distrito murciano septentrional del sureste de Albacete es esencialmente mesomediterránea, semiárida y seca.

La vegetación potencial bajo ombroclima semiárido son coscojares con pinos carrascos (*Quercus cocciferae*-*Pinus halepensis* S.) y bajo ombroclima seco carrascales (*Asparagus acutifolii*-*Quercetum rotundifoliae*), apareciendo como sustitución, en este caso, el pinar de carrasco con coscojas. Los tomillares de sustitución pertenecen a la alianza *Siderito bourgeanae*-*Thymion funkii*, incluyéndose en la asociación endémica *Anthyllido lagascae*-*Thymetum antoninae*, que sobre sustratos margosos es sustituida por la asociación *Atriplici glaucae*-*Salsotum genistoides*, y sobre yesos por *Helianthemo thbaudii*-*Teucrietum verticillati*. Hay pinares de carrasco (*Pinus halepensis*) de origen natural en zonas de vaguada y umbrías donde se acumula la humedad y zonas inaccesibles por la pendiente. En la zona existen repoblaciones de pino carrasco realizadas en distintos años.

Dada la situación descrita, con especies con una adaptación extrema a las condiciones que se indican, su desaparición como consecuencia del incendio dejan el terreno expuesto a la incidencia climatológica y a una evolución negativa con pérdida de suelo y de las condiciones necesarias, para que naturalmente el terreno evolucione a su anterior situación. La única manera de paliarlo y permitirlo en un tiempo relativamente corto es efectuar actuaciones que eviten el deterioro físico y biológico de la zona, actuaciones que son las que se desarrollaron en el proyecto de restauración hidrológico forestal.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Se trata de una actividad de remediación, rehabilitación y restauración ecológica en sus primeras fases. Los objetivos principales son:

- Mantener las condiciones mínimas que aseguren, en un futuro, la conservación de la integridad del ecosistema, o al menos de sus aspectos más relevantes en términos de composición, estructura y funcionamiento.
- Conservación y mejora del suelo, cuyas características iniciales, especialmente contenido y calidad en materia orgánica, textura, estabilidad de agregados y velocidad de infiltración, juegan un papel relevante no sólo en el posible proceso postincendio, sino también en la posibilidad de exploración del sustrato por parte de las plantas y en las reservas de agua disponibles para ellas, factores críticos en la supervivencia de los nuevos individuos introducidos por siembra o procedentes de regeneración.
- Limitación de la escorrentía y de la pérdida de suelo por erosión en laderas.
- Control de la erosión en cauces, en los que se origina la mayor producción de sedimentos.
- Reducción del riesgo de avenidas e inundaciones tras el incendio, ya que el incremento de los caudales máximos inducido por el incendio puede aumentar significativamente el riesgo de daños sobre personas, infraestructuras y otros bienes materiales.
- Reducción de la emisión de sedimentos y de la colmatación de embalses y presas.
- Reducción de la contaminación de aguas superficiales y subterráneas.
- Prevención frente a la proliferación de plagas en las masas forestales no afectadas por el incendio.

Marco legal

El artículo 120 de la Ley 9/2017, de 8 de noviembre, de Contratos del Sector Público, por la que se transponen al ordenamiento jurídico español las Directivas del Parlamento Europeo y del Consejo 2014/23/UE y 2014/24/UE, establece la facultad de la Administración para actuar de manera inmediata a causa de acontecimientos catastróficos, como grandes incendios forestales, o situaciones que supongan un grave peligro.

Acciones de restauración

Control de la erosión

Para el control de la erosión, se ha actuado de tres maneras:

- Actuando sobre la biomasa quemada.
- Ejecución de obras de hidrotecnias.
- Acolchados con *mulch*.

Biomasa

Se ha procedido a la corta de pies en zonas arboladas quemadas en las zonas de mayor riesgo de erosión (fuerte pendiente) dejando los pies *in situ* como cobertura del suelo o realizando las siguientes estructuras:

- Construcción de fajinas para contención de la erosión, mediante la colocación en las curvas de nivel de estacas de madera ya obtenida *in situ*.
- Acordonado de residuos con madera procedente de pies apeados, como apoyo para la sustentación.
- Dique transversal vegetal de hasta 0,8 m de altura, construido con fustes de diámetro mayor de 7 cm, procedentes del apeo en cárcavas y torrenteras, para ralentizar la excavación producida por la corriente de agua.
- Preparación de madera para diques transversales de madera.
- Dique transversal vegetal de hasta 0,8 m de altura, construido con fustes procedentes del incendio.

Hidrotecnias

Las obras de hidrotecnia planteadas para la defensa del suelo son:

- Albarradas de mampostería en seco con piedra del terreno. En primer lugar, se actuará construyendo albarradas de mampostería en seco de entidad menor, a lo largo de los barrancos y construidas con piedra del lugar recogida manualmente *in situ*, en aquellos lugares de difícil accesibilidad. El objetivo es la corrección de pequeñas cárcavas y torrenteras. Por otro lado, en lugares con acceso para camiones y maquinaria se realizarán albarradas de mampostería en seco con aporte exterior de piedra. Este tipo de albarradas son obras transversales de pequeña altura ($H < 2$ m), de mampostería en seco, definidas por secciones tipo de 1 m de anchura, para las correcciones de cabeceras de barrancos o para barranquillas laterales. Serán de sección trapezoidal. Las dimensiones de estas albarradas son tipo, teniéndose que adaptar la construcción definitiva a la sección del barranco donde se ejecute cada albarrada. El objetivo es la corrección de pequeñas cárcavas, torrenteras y caminos. El cálculo de la estabilidad de estas obras es más sencillo que el de los diques y se les suele dotar en coronación, a modo de vertedero, de una pequeña curvatura que permita centrar mejor las aguas.
- Dique de mampostería hidráulica para la retención de sedimentos y laminación de cauces en las principales ramblas de la red hidrológica de la zona incendiada, con altas tasas de erosión.

Acolchado de paja (*mulch*)

Una de las consecuencias ecológicas más graves de los incendios forestales es el incremento de las pérdidas de suelo por erosión después de estos, debido a la reducción o eliminación de la cubierta vegetal y de la cubierta orgánica del suelo, exponiendo a este al impacto de la lluvia y reduciendo su capacidad de infiltración. Por ello, la aplicación de tratamientos de estabilización del suelo es aconsejable en áreas afectadas por incendios de alta severidad.



Figura 1. Dique de mampostería. Autor: Antonio Aroca García (Tragsa).

El acolchado de paja (*mulch*) ayuda a establecer una cubierta temporal al suelo en zonas vulnerables a la erosión. Se extienden en el suelo, adaptándose y recubriéndolo con el fin de restaurar o conservar la calidad de los suelos controlando la erosión.

El objetivo principal de esta técnica es la estabilización del terreno en fuertes pendientes en taludes y laderas, en zonas puntuales. Ayudan a la estabilización de los terrenos al disminuir los impactos de las gotas de lluvia y reducir la escorrentía superficial, facilitando la infiltración del agua en el suelo. Los acolchados de paja se utilizan en superficies con problemas de erosión ligeros.

Las funciones que cumplen los acolchados son múltiples:

- Protegen el suelo de la erosión (golpeteo de las gotas de lluvia, escorrentía, etc.).
- Crean un microclima que favorece la germinación de las semillas.
- Favorecen la conservación de la humedad (son materiales higroscópicos).
- Aportan materia orgánica al degradarse.

Infraestructuras

Las actuaciones ejecutadas son:

- Mejora de caminos existentes, deteriorados durante las actuaciones de extinción del incendio.
- Apertura de caminos nuevos para mejora de la accesibilidad a la zona incendiada.

Se ha realizado el movimiento de tierras necesario exclusivamente para accesos para la ejecución de las obras de apeo de biomasa quemada y defensa del suelo. Estos trabajos se han ejecutado siempre con las precauciones de producir los mínimos impactos ambientales y de riesgo de inicio de procesos erosivos.

Tratamiento inicial de plagas

Las zonas de transición del perímetro incendio-zona verde son las más vulnerables y donde se puede producir el inicio de plagas que se pueden extender a las zonas no incendiadas.

En estas zonas periféricas se ha realizado un tratamiento inicial contra plagas, consistente en la colocación de trampas.

El tratamiento inicial de plagas se realiza sobre la zona periférica del incendio, en las zonas donde se encuentra masa verde que puede estar afectada parcialmente por el incendio y cuya supervivencia no está garantizada. En estas zonas críticas es donde se instalarán trampas para la prevención de los ataques de escolítidos, concretamente para *Orthotomicus erosus* y *Tomicus destruens*.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Competencia de la Comunidad Autónoma.

Seguimiento de la RE

El único indicador de seguimiento a medio y largo plazo, así como durante la restauración en la fase inicial de ejecución, es el empleo de la erosión potencial proveniente de la aplicación de la ecuación RUSLE2015 (JRC), que permitió zonificar aplicando una corrección acorde al proyecto EPyRIS. Esto permitirá, en un futuro, evaluar la bondad y efectividad de las medidas técnicas tomadas en la restauración.

Mantenimiento

Competencia de la Comunidad Autónoma.

Desviaciones

Toda la obra fue ejecutada de emergencia, por lo que, dada la premura de tiempo en el inicio de las actuaciones, durante el desarrollo de la obra se identificaron desajustes en cuanto a unidades de obra que llevaron a efectuar un modificado en la memoria del encargo, como sucede con cierta frecuencia en este tipo de obras.



➤ **Figura II.** Carga de paja mediante la técnica helimulching.
Autor: Ángel Martín González (Tragsa).



Evaluación final

Se han cumplido todas las previsiones indicadas en la memoria que regía el proyecto. Los resultados finales serán apreciables con el paso del tiempo, una vez que todas las acciones tengan el tiempo necesario para mostrar sus efectos.

Persistencia de la zona restaurada

Competencia de la Comunidad Autónoma.

Presupuesto y financiación

700.000,00 € del presupuesto de la Subdirección General de Política Forestal y Lucha Contra la Desertificación.

Sistemas de control

Cualificación del personal

Ingenieros de montes, ingenieros técnicos forestales y personal técnico de la Administración General del Estado, de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y de la empresa pública Tragsa.

Más información

Contacto oficial: Subdirección General de Política Forestal y Lucha contra la Desertificación.

Autores: Eduardo del Palacio Fernández-Montes (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, MAPA) y Ciro Alvarado Torres (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, MITECO).

➤ **Figura III.** Albarradas de piedra. **Autor:** Antonio Aroca García (Tragsa).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN FORESTAL DEL INCENDIO DEL TRANCO DE BEAS, PARQUE NATURAL DE LAS SIERRAS DE CAZORLA, SEGURA Y LAS VILLAS (JAÉN)

Localización/Ámbito de actuación

Se desarrolló en los términos municipales de Hornos, Villanueva del Arzobispo, Santiago-Pontones, Segura de la Sierra, Iznatoraf y Orcera, en la provincia de Jaén.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y Ministerio de Medio Ambiente.

Entidad/es socia/s del proyecto

EGMASA (Empresa de Gestión Medioambiental, S. A.) y TRAGSA (Empresa de Transformación Agraria, S. A.).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Años 2005-2015.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendios (provocados, accidentales o naturales).

Ecosistemas afectados

El hábitat afectado corresponde a «Bosques».

Motivación para desarrollar el proyecto

En la Comunidad Autónoma de Andalucía es preceptiva la redacción de un plan de actuaciones para la restauración de los terrenos forestales afectados por los incendios. La zona afectada tiene una gran afluencia de visitantes, por lo que existe una elevada demanda social y económica para la realización de las actuaciones de restauración. Las medidas adoptadas atienden a los objetivos primordiales establecidos en el plan de ordenación de los recursos naturales (PORN) para conservar los ecosistemas naturales y valores paisajísticos del parque natural.

Diagnóstico ecológico

La zona afectada por el incendio presentó una pérdida casi total de la cubierta vegetal. De la superficie afectada, más del 87 % pertenece a formaciones de matorral bajo dosel de pinar de densidad variable, siendo estas las más afectadas por el incendio. El 1 % corresponde a formaciones de frondosas, chopos y quercíneas, siendo el 12 % restante pastizal sin arbolado, matorral y cultivos. Se detectaron rodales de pinar afectados con severidad media muy debilitados, con grave riesgo sanitario y susceptibles de afección por plagas y enfermedades.

Es un área con importante valor ecológico y social, que posee diversas figuras de protección tales como zona LIC, ZEC, ZEPA y Reserva de la Biosfera, y está adherida a la Carta Europea de Turismo Sostenible (CETS). La perturbación afectó a la provisión de bienes y servicios del ecosistema, alterando la funcionalidad y el hábitat de la biodiversidad que albergaba.

La geomorfología es típica de las cordilleras Béticas, formadas por escarpes rocosos y formaciones kársticas con desarrollo de lapiaces y dolinas en las zonas altas, y formaciones poligénicas, glaciares y piedemontes más erosionables en las bajas. Las unidades litológicas dominantes pertenecen a calizas y dolomías. Los suelos predominantes corresponden a fluvisoles, regosoles y cambisoles calcáricos.

La orografía de la zona es abrupta, con pendientes superiores al 75 % en más del 50 % de la superficie afectada. La gran superficie de suelo desnudo tras la pérdida de la vegetación es especialmente vulnerable a procesos erosivos, y las tormentas típicas de la zona que se suceden a finales de verano y otoño acarrearán un grave riesgo sobre el mismo. Los citados eventos podrían ocasionar la pérdida de suelo fértil y el banco de semillas, tal como indicaron los estudios de potencial pérdida de suelo realizados, donde se estimó un riesgo alto o muy alto en el 58 % de la superficie afectada, y un 41 % de riesgo de erosión moderado. Destaca que la mayor parte de la zona afectada corresponde a la cabecera de la cuenca hidrográfica del Guadalquivir y sus aguas vierten directamente al embalse del Tranco de Beas.

El grave impacto paisajístico y los daños en las infraestructuras civiles como miradores, puntos de agua, carreteras y caminos agrarios y forestales supone un importante agravio para la población local y los visitantes del espacio natural.



Figura 1. Vista de los accesos y la complejidad de la zona afectada. **Autor:** Antonio Tortosa Lagares.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Se seleccionó como ecosistema de referencia el existente y previo al incendio forestal, siendo el objetivo de la restauración ecológica recuperar progresivamente los procesos ecológicos de la zona afectada, acercándolos a los umbrales anteriores a la perturbación y favoreciendo la multifuncionalidad del bosque en el menor tiempo posible. En base a criterios ecológicos y sociales se adoptaron los siguientes objetivos específicos:

- Actuaciones de seguridad vial.
- Evitar la pérdida de suelo y el banco de semilla.
- Seguimiento y control de plagas.
- Seguimiento de las poblaciones de flora catalogada.
- Reducción del impacto paisajístico.
- Control riguroso del plan de seguridad y salud.

Marco legal

Plan Andaluz de Medio Ambiente (PAMA) 2004-2010.

Adecuación del Plan Forestal Andaluz a las nuevas orientaciones y directrices en materia de desarrollo forestal y de política ambiental para el periodo 2003-2007.

Estrategia Andaluza de Desarrollo Sostenible: Agenda 21 de Andalucía.

Acciones de restauración

Las actuaciones comenzaron transcurrido un mes desde el incendio forestal y se realizaron de forma progresiva.

Actuaciones sobre la red viaria. Consistieron en la mejora del firme, rectificación del radio de curvatura y apertura de pasos de agua. Además, se recuperan las antiguas vías de desemboque y se habilitan para el tránsito de maquinaria y acceso de los trabajadores, disminuyendo los tiempos de desplazamiento a pie dentro de la obra.

Actuaciones para la seguridad vial. Fueron diseñadas para evitar la caída de elementos que suponían un riesgo para los usuarios, tanto por caída de árboles como de rocas. Se realizó el apeo de todos los pies afectados cercanos a la red viaria. Para ello, se determinó una franja de 40 m y se realizaron empalizadas de madera con los fustes apeados. En las zonas con riesgo de desprendimiento de grandes rocas se proyectó la construcción de barreras dinámicas con malla flexible de acero.

Eliminación de los pies afectados por el fuego. Se llevó a cabo para evitar daños en caso de derribo accidental que pudiera afectar a bienes materiales o a las personas que desarrollan los trabajos de restauración. El estudio de vegetación y el plan de saca determinaron las zonas susceptibles de aprovechamiento maderable.

Construcción de hidrotecnias. Las obras de hidrología se basaron en técnicas de bioingeniería, utilizando materiales y recursos locales. En las laderas con pendiente mayor al 30 % se realizaron fajas o cordones de ramaje. En las cárcavas y barrancos se realizaron empalizadas de madera o albarradas de piedra en función del material disponible de la zona. En los arroyos principales se construyeron tres diques de mampostería careada. Todas las actuaciones fueron diseñadas respondiendo al estudio hidrológico previo.

Seguimiento sanitario y control de plagas. Se desarrollaron actuaciones de control fitosanitario, basadas principalmente en la eliminación del material susceptible de colonización en el perímetro del incendio y la eliminación directa de insectos mediante trampas de feromonas de agregación, que se aprovecharon para monitorizar el volumen de escolítidos presentes en cada zona.



➤ **Figura II.** Desembosque de la madera afectada con arriería.
Autor: Antonio Tortosa Lagares.



➤ **Figura III.** Ejecución de técnicas de restauración hidrológica.
Autor: Antonio Tortosa Lagares.

Monitorización de poblaciones de flora catalogada. Se delimitaron las áreas donde fueron encontradas y posteriormente cercadas para su protección o seguimiento.

Actuaciones para minimizar el impacto paisajístico. Se seleccionaron seis puntos estratégicos de elevada afluencia de visitantes, donde se realizó la eliminación de los pies muertos mejorando la visibilidad hacia otros puntos del paisaje no afectado. Las actuaciones se complementaron con la construcción de un mirador y un área recreativa en una zona cercana al embalse del Tranco.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Reuniones con grupos de interés informando sobre el desarrollo del proyecto.

Colaboración con el Plan Andaluz de Formación Ambiental de la Junta de Andalucía, realizando ponencias en el Centro de Capacitación y Experimentación Forestal de Vadillo-Castril, en Cazorla.

Jornadas técnicas con las universidades de Castilla-La Mancha, Córdoba y Huelva.

Jornadas de transferencia dentro del Programa de Voluntariado Ambiental para la defensa del Monte Mediterráneo, en colaboración con el Aula de la Naturaleza El Cantalar.

Seguimiento de la RE

Se elaboró un sistema de información geográfica (SIG) con una zonificación basada en las acciones a desarrollar, facilitando el seguimiento y la toma de decisiones en campo. Para ello, se generaron diferentes coberturas con los indicadores planteados.

Los indicadores usados para el seguimiento y evaluación del proyecto fueron:

- Tiempo de acceso a las zonas de trabajo.
- Cartografía de riesgo de potencial pérdida de suelo.
- Efectividad de las hidrotecnias.
- Porcentaje de cobertura vegetal.
- Evolución del regenerado.
- Seguimiento de estado sanitario.
- Localización de poblaciones de flora catalogada.
- Criterios de gestión forestal sostenible.

Mantenimiento

Se configuró un equipo de campo para monitorizar el cumplimiento de la correcta ejecución de las obras. Durante el seguimiento, las zonas que mostraban indicios de erosión, indicando una baja efectividad de las hidrotecnias, fueron reforzadas mediante el incremento del número y tipología de las hidrotecnias proyectadas.

Durante la fase de ejecución de las obras se intensificaron las medidas de control fitosanitario en las zonas con mayor presencia de escolítidos y mayor afección sobre la vegetación.

Desviaciones

La localización de zonas con presencia de flora catalogada obligó a modificar las actuaciones en los rodales afectados, como por ejemplo en la eliminación de vegetación quemada o limitando al tránsito de maquinaria pesada.

La principal lección aprendida es acometer las actuaciones postincendio lo más rápidamente posible, ya que el capital más importante del bosque es el suelo y su banco de semillas, por lo que su futuro dependerá, en gran medida, de su adecuada conservación. Las actuaciones planteadas deben dar respuesta a la demanda social, que es partícipe de la realidad y casi siempre está ligada a alguna actividad tradicional y/o económica, debiendo llegar al equilibrio entre esta demanda y la realidad ecológica de los paisajes a restaurar.

Evaluación final

Se ha restaurado una superficie de 5.891,9 ha, garantizando la conservación del suelo, favoreciendo la regeneración natural y reforzando el carácter protector de la Cuenca del Pantano del Tranco de Beas.

Mejorar la red viaria y ampliarla en 50 km ha permitido acometer las actuaciones previstas, facilitando la futura gestión forestal.

Acometer las actuaciones de seguridad vial y la reducción del impacto paisajístico ha facilitado el tránsito de residentes y visitantes al espacio natural protegido.

El control de erosión ha favorecido la regeneración natural en más del 90 % de la superficie afectada. Se detectó una rápida regeneración natural tanto de especies rebrotadoras como germinadoras, además de índices de diversidad óptimos durante los inventarios cinco años después de las actuaciones.

El uso de trampas de feromonas ha mejorado la eficacia en la gestión fitosanitaria, siendo las zonas más vulnerables las situadas entre los 1.300 y los 1.800 m de altitud.

Las medidas realizadas para la flora catalogada han garantizado la supervivencia de las 34 poblaciones localizadas.

El seguimiento y la evaluación de la efectividad de las obras permiten conocer la eficacia de las soluciones adoptadas y actuar para su conservación.

Persistencia de la zona restaurada

La propiedad de la tierra es de titularidad pública, siendo un parque natural donde la gestión está encaminada a la conservación. El proyecto ha garantizado la conservación a largo plazo del espacio a través de las acciones de gestión, pero también planteando un intenso proceso participativo y de apoyo a la economía rural.

Presupuesto y financiación

El presupuesto ascendió a 43.704.449,19 €.

Sistemas de control

Algunos de los montes están certificados por el Programa para el Reconocimiento de Certificación Forestal (PEFC), por lo que se usaron sus estándares de gestión forestal sostenible como método de seguimiento en toda la obra.

Cualificación del personal

Todo el personal que participó en el proyecto tenía formación y experiencia previa en obras de restauración de zonas incendiadas. El equipo estaba formado principalmente por ingenieros forestales, biólogos, ambientólogos, técnicos en gestión y organización de los recursos naturales y paisajísticos, agentes de medio ambiente y operarios forestales cualificados.

Más información

Web:

<https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/home>

Contacto para cuestiones relativas a la redacción de la ficha: Valentín Badillo Valle (técnico en la Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía).

Autores: Valentín Badillo Valle (técnico en la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía); Antonio Tortosa Lagares (Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía); y Rocío Soria Martínez (Universidad de Almería).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN AMBIENTAL DEL ITINERARIO DE LA ISLA DEL PAN EN EL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

Localización de las obras

Daimiel (Ciudad Real).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Parque Nacional Las Tablas de Daimiel.

Entidad/es socia/s del proyecto

Ninguna.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

El proyecto se inicia el 27 de julio de 2022 y concluye en octubre de 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I y Grupo XII. Grave problema de colmatación en un itinerario de uso público del parque nacional, derivado de la intensa eutrofización que sufre el humedal por la escasez de agua, debido a la sobreexplotación de las aguas subterráneas y superficiales.

Ecosistemas afectados

Sistemas naturales presentes:

- **L24.** Lagunas halófilas, saladares y aljezares.
- **L25.** Lagunas de agua dulce, carrizales, espadañas y junciales, y herbazales de tabla con encharcamiento temporal.

Hábitats de interés comunitario presentes:

- **3140.** Aguas oligomesotróficas calcáreas con vegetación béntica de *Chara spp.*
- **7210.** Turberas calcáreas de *Cladium mariscus* y con especies del *Caricion davallianae* (prioritario).

Motivación para desarrollar el proyecto

El problema de colmatación es generalizado en Las Tablas, pero es quizá más impactante en la zona del itinerario de la isla del Pan, por ser la principal ruta visitable del humedal. Por ende, **mantener un espacio para los visitantes que permita disfrutar de las principales características ecológicas del humedal, incluyendo su biocenosis y su biotopo, es la motivación principal de este proyecto.**

Diagnóstico ecológico

La agricultura intensiva existente en un amplio entorno del parque nacional, con la extracción abusiva de aguas subterráneas que conlleva, es la actividad económica más importante de amplias zonas del entorno socioeconómico de Las Tablas de Daimiel. Según cifras oficiales, el volumen anual extraído del acuífero de la Llanura Manchega se estima en 657 Hm³, de los que 572 Hm³ son los que se utilizan para la agricultura (87 % del total). Para hacernos una idea de lo que representan estos volúmenes, baste apuntar que 1 Hm³ es el volumen de agua necesario para abastecer a una población como Daimiel (20.000 habitantes) durante todo un año. Estas extracciones han provocado el descenso en los niveles freáticos del acuífero, lo que se ha traducido en una importante escasez de aportes hídricos al humedal y la reducción de la superficie inundada del mismo, llegando, algunos años, a la total desecación del paraje. Además, se ha producido un desequilibrio entre los aportes de aguas dulces y salobres, lo que ha provocado una alteración negativa en los ecosistemas naturales, en la red trófica y en la cantidad y abundancia de especies ligadas al humedal.

No menos importantes que los problemas hídricos cuantitativos de Las Tablas son los problemas de contaminación de las aguas que recibe. Contaminación que se produce de dos formas: una procedente de unos deficitarios sistemas de depuración de aguas residuales de los municipios de la cuenca, y otra de manera difusa como consecuencia del exceso de fertilizantes en las prácticas agrícolas.

Esta contaminación provoca procesos acelerados de sedimentación y colmatación del vaso lagunar y una fuerte eutrofia del humedal, limitando la presencia de praderas subacuáticas de ova (*Chara sp.*), que constituyen los pulmones de Las Tablas y una fuente trófica de gran importancia para determinadas especies.

El itinerario de la isla del Pan es el sendero más utilizado por los numerosos visitantes (150.000 aproximadamente) que todos los años se acercan a conocer Las Tablas de Daimiel y el más representativo de los existentes. El valor de este itinerario reside en que reúne la heterogeneidad y riqueza de los recursos naturales del humedal, al tiempo que facilita la observación cercana de su flora y fauna más característica. Es un itinerario único en el parque nacional, que habilita un recorrido de alta calidad interpretativa. Los hábitats que se muestran durante el recorrido son los dos principales del humedal: las denominadas «tablas» (25 % de la superficie total del itinerario), que son áreas libres de vegetación emergente donde pueden abundar las ovas (carófitos), y los rodales de macrófitos emergentes (75 %), principalmente carrizo y, marginalmente, masiega, que sirven como refugio a la fauna acuática. Debido a la fuerte colmatación que sufre, el itinerario ha ido perdiendo las proporciones que esos hábitats presentan en el parque nacional y, con el presente proyecto de restauración, buscamos revertir el proceso hasta recuperar el mencionado equilibrio.

Los problemas derivados de la colmatación en esta zona se podrían enumerar de forma sintética como:

- La extensión de los macrófitos emergentes se ha disparado, acompañada de una creciente colonización de tarayes.
- La existencia de zonas libres de vegetación y cubiertas de carófitos se ha reducido considerablemente, lo que se traduce en una progresiva disminución de la avifauna presente.
- El espesor del sedimento orgánico ha crecido de manera alarmante, dando lugar a un grave problema de eutrofia, con proliferación de algas filamentosas y malos olores en algunas ocasiones.
- Como consecuencia de esa colmatación hay un menor volumen útil en su cubeta y resulta más difícil mantener la inundación del itinerario, lo que se traduce en una pérdida de biodiversidad y, por tanto, de la calidad de la visita en el mismo.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El principal objetivo de la restauración es **recuperar y mantener a largo plazo las características funcionales, visuales y ecológicas del itinerario de la isla del Pan. El fin último de este proyecto es el de mantener un espacio para los visitantes que permita disfrutar de las principales características ecológicas del humedal, incluyendo su biocenosis y su biotopo.** Hemos partido, según el continuo propuesto en la figura, de la **remediación**, recuperando la parte de funcionalidad perdida del ecosistema, y queremos llegar, a corto y medio plazo, a una situación de recuperación del ecosistema (**rehabilitación**) y, a largo plazo, a la restauración total del medio.

Marco legal

Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional (Decreto 87/2017, de 5 de diciembre, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel).

Proyecto aprobado por la Comisión Mixta de Gestión de los Parques Nacionales de Castilla-La Mancha y por el Patronato del Parque Nacional (8 de diciembre de 2021).

Evaluación de impacto ambiental por parte de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (Resolución de la DG de Economía Circular por la que se convoca la primera línea de subvenciones establecida en la orden de BR para la concesión de ayudas contempladas en el Plan de apoyo a la implementación de la normativa de residuos de acuerdo al Plan d).

Autorización Administrativa de la Confederación Hidrográfica del Guadiana al Organismo Autónomo Parques Nacionales, para la restauración ambiental del itinerario de la isla del Pan del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel.

Acciones de restauración

La superficie a restaurar será de 13,50 ha, e incluye todas las actuaciones descritas a continuación:

- 1) Control mediante siega mecánica o manual de la cobertura de helófitos. Esta acción se ha realizado en la mayor parte del itinerario, a excepción de las pequeñas zonas de aguas libres, respetando la totalidad de las plantas de masiega existentes en el mismo.
- 2) Retirada mecánica (decapado) del espesor crítico de sedimento rico en nutrientes y materia orgánica (determinado previamente) y retirada y disposición en parcelas próximas propiedad del parque, con el objetivo de alcanzar el nivel de sedimento de hace al menos 60 años (1960), cuando la eutrofización del humedal era incipiente. La retirada de sedimentos para reducir la eutrofización se considera una opción adecuada cuando la relación $Fe : PO_4$ de la capa de sedimento recién expuesta es suficientemente baja ($< 3,5 \text{ mol/mol}$). Además, la elevada tasa de sedimentación orgánica en esta zona (0,75-1,5 cm/año) justifica una actuación de este tipo. Por otro lado, el decapado lleva pareja la eliminación de los rizomas de los helófitos, principalmente carrizo en este caso, por lo que también sirve como una medida de control de la expansión de la vegetación emergente más generalista e invasora.



- 3) Control hidrológico de la biocenosis mediante bombeo de agua. El hidropereodo mostrado como el ideal (véase la **figura II**) para el mantenimiento de la biocenosis de la zona del itinerario de la isla del Pan permite la existencia de zonas encharcadas permanentemente, frente a otras que se desecan regularmente al final del verano. Bajo estas condiciones, la variación del nivel máximo de agua oscila de 37 a 75 cm, con una superficie encharcada que varía de 4 a 11 ha. Las diferencias de este hidropereodo con el promedio registrado para todo el periodo de estudio (**tabla II**), en relación con la inundación mensual y con las reservas de agua, inciden en que el principal problema está asociado a la estacionalidad, con más requerimientos de agua durante el invierno y primavera.

Para mantener estas condiciones, y mientras no se recuperen las condiciones naturales de funcionamiento del humedal, se hará uso de la concesión medioambiental de la que dispone el parque nacional. Actualmente no existe ninguna otra forma de obtener estos recursos, dado el nulo aporte existente de aguas superficiales al humedal, como consecuencia de la sobreexplotación de los recursos subterráneos y de una meteorología muy adversa que, durante los últimos años, ha conllevado una drástica disminución de las precipitaciones de hasta un 45 % con respecto a la media anual.

➤ **Figura I.** Personal en trabajos de desbroce manual. Véase cómo la vegetación ha cerrado completamente las zonas de aguas libres.
Autoría: Parque Nacional Las Tablas de Daimiel.



➤ **Figura II.** Aspecto general de la zona de actuación tras el decapado previo a la inundación del mismo. **Autoría:** Parque Nacional Las Tablas de Daimiel.

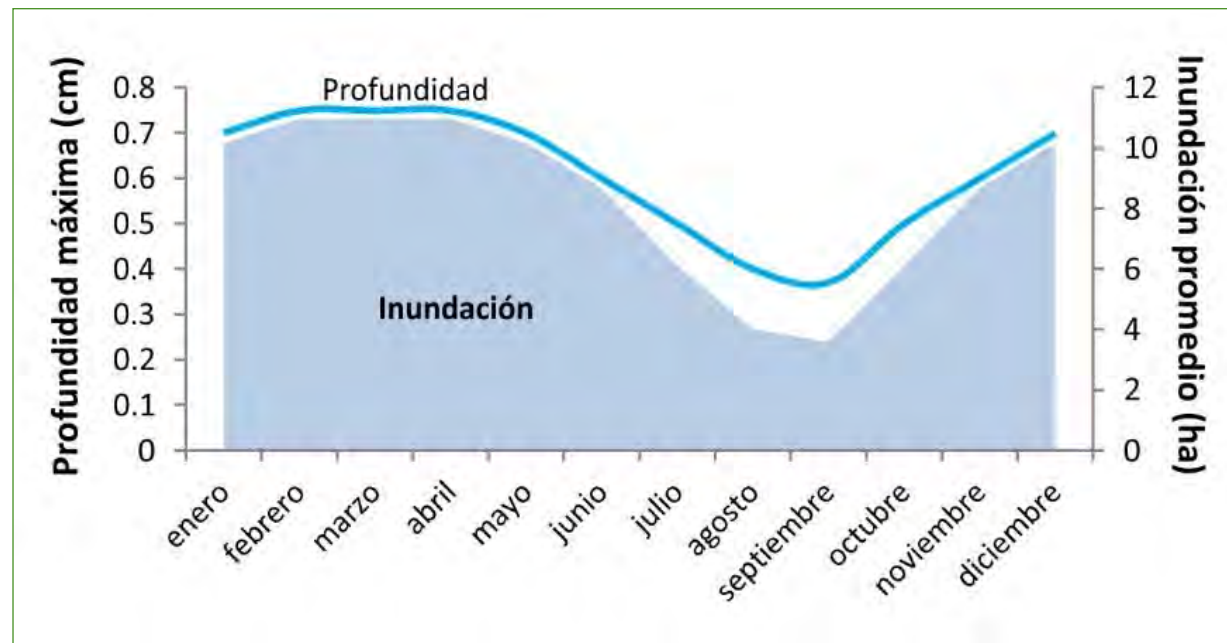


Tabla I. Hidroperiodo ideal seleccionado para fomentar la biocenosis en la zona del itinerario.

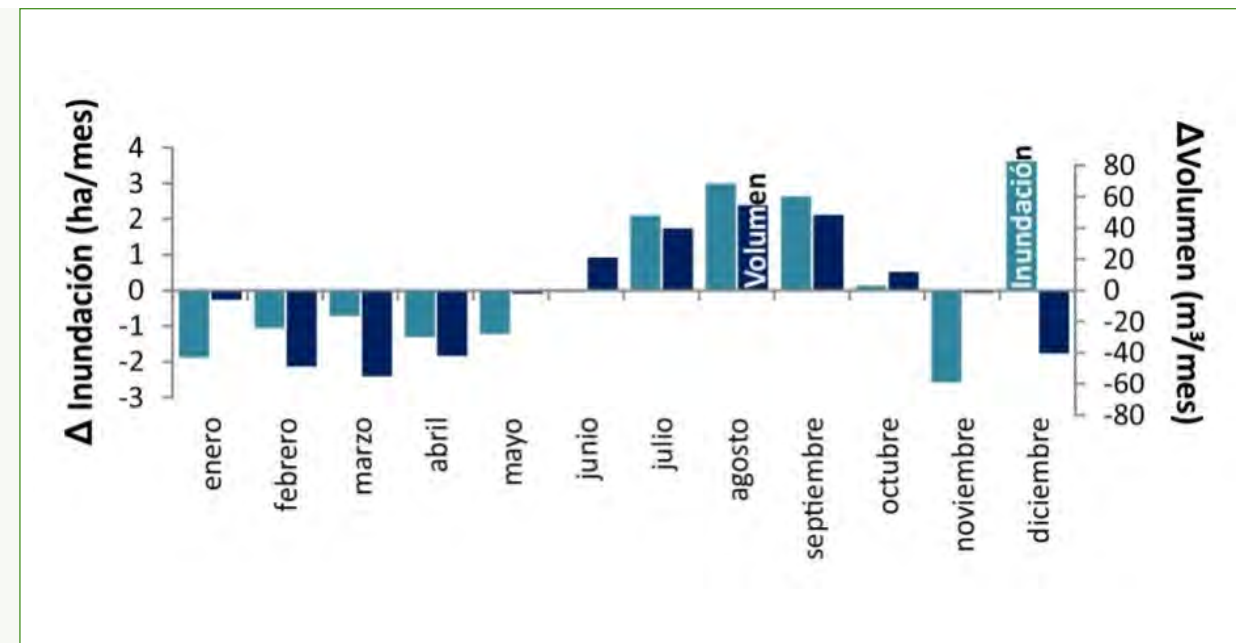


Tabla II. Diferencias mensuales del hidroperiodo ideal seleccionado con el hidroperiodo promedio del periodo 1980-2020.

4) Plantación de masiega (*Cladium mariscus*). Esta actividad pretende recuperar el masegar original existente en la zona. Considerando la precariedad actual de la masiega en el parque, nos planteamos el reforzamiento y restablecimiento de algunos rodales en esta zona del humedal. Parece más factible si se hace con ejemplares más desarrollados procedentes de semillas cultivadas en vivero (Miguel-Ruano y Sánchez Carrillo, 2021). Siguiendo estas indicaciones, la semilla utilizada procede de una selección de plantas del propio parque nacional, que serán sembradas y cultivadas en el Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales de «El Serranillo», en Guadalajara. Una vez que las plantas tengan el porte adecuado, serán trasladadas al parque nacional para su plantación.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

La primera consideración a este respecto es la de que el Patronato del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, órgano de participación integrado por las Administraciones estatales, autonómicas y locales y las asociaciones, organizaciones e instituciones cuyos intereses están relacionados con el parque nacional y, en consecuencia, donde están representados todos los grupos interesados en este proyecto, ha sido informado y ha participado en la toma de decisiones. Finalmente, se aprobó mayoritariamente en diciembre de 2021.

Además, por someterse a una evaluación de impacto ambiental, ha existido un periodo de información pública del proyecto donde las Administraciones, instituciones, asociaciones y ciudadanos han podido argumentar y exponer las razones que estimasen necesarias para mejorar el mencionado proyecto.



Figura III. Zona restaurada, destacando el tapiz de carófitos, Chara hispida y Chara vulgaris, que ha cubierto la zona de actuación. Autoría: Parque Nacional Las Tablas de Daimiel.



Figura IV. Zona restaurada, en la que se han mantenido las isletas donde se encontraban las escasas matas de masiega (*Cladium mariscus*) originales y en la que se observa el tapiz de carófitos que se ha extendido en la zona de actuación. Autoría: Parque Nacional Las Tablas de Daimiel.

Seguimiento de la RE

Los principales indicadores para evaluar la restauración son los siguientes:

- **Relación entre las denominadas «tablas» (superficie de aguas libres) y los rodales de vegetación emergente (los denominados «helófitos»).** La proporción ideal sería de un 25 % tablas y un 75 % de macrófitos (Cirujano y Álvarez Cobelas, 2007; Sánchez-Carrillo, 2021).
- **La superficie ocupada por carófitos.** El 100 % de los suelos libres de vegetación aérea deberían estar ocupados por praderas sumergidas.
- **Tasa de sedimentación e índice de colmatación.** Un informe técnico del CSIC, en el que se dató un testigo de sedimento de Las Tablas, reveló que las tasas históricas son en promedio de 0,31 cm/año para el periodo 1963-2009 y que esa tasa de sedimentación en el parque nacional ha aumentado considerablemente desde 1970 (Álvarez-Cobelas *et al.*, 2009). Concretamente, la tasa de sedimentación orgánica se ha valorado entre 0,75 y 1,5 cm/año, lo que ha significado un incremento de 30 a 60 cm desde 1980. Por tanto, valores por encima de 0,4 cm/año pueden interpretarse como negativos para el humedal.
- **Seguimiento de la relación Fe : PO₄ en los sedimentos como parte del proceso de eutrofización.** El fósforo es el principal causante de la eutrofia de Las Tablas de Daimiel en su registro histórico (Sánchez-Carrillo, 2021). Los sedimentos con valores del cociente Fe : PO₄ por debajo del umbral de 3,5 mol/mol son propensos a liberar ortofosfato al agua como parte del proceso de eutrofización (Geurts *et al.*, 2008), por lo que valores por debajo de este serán, con gran probabilidad, indicativos de ser una fuente interna muy importante de eutrofización.

Mantenimiento

En tanto en cuanto no se hayan recuperado los niveles de inundación del humedal, por las razones ya expuestas y sobradamente conocidas de sobreexplotación de los recursos hídricos, y la carga contaminante no se reduzca sustancialmente, serán necesarios trabajos de mantenimiento más o menos intensos y perdurables en el tiempo según las condiciones de partida sean más o menos adversas. Estas actividades son:

- **Control hidrológico de la biocenosis.** Mantenimiento de la zona con unos niveles de inundación que permitan el control de la vegetación emergente con características invasoras, así como las condiciones necesarias para la presencia de la fauna ligada al medio acuático.

- **Control mediante siega mecánica o manual de la cobertura de helófitos.**

Esta es una actividad que se viene realizando con asiduidad en la zona del itinerario durante los periodos secos. Se plantea su mantenimiento bajo estas condiciones, pues ha sido una actividad parcialmente exitosa para el control de la expansión estacional del carrizo. Sin embargo, puesto que es una siega de la fracción aérea de la planta, la permanencia de los rizomas de carrizo hace que la recolonización siga activa y, por sí sola, no resulta efectiva a medio y largo plazo. Se propone que esta actividad se realice anualmente o, como mínimo, entre cinco y siete veces cada década.

- **Eliminación de sedimentos.** A largo plazo puede ser necesaria una nueva extracción de sedimentos.
- **Plantación de masiegas.** A lo largo de los próximos años se debe hacer un notable esfuerzo de plantación y mantenimiento de masiegas para la recuperación del masegar original de la zona.

Desviaciones

El plazo de ejecución del proyecto se estimó inicialmente en tres meses, pero el plazo definitivo de la obra fue de cuatro meses al encontrarnos con las siguientes dificultades:

- Limitaciones horarias de trabajo con maquinaria por el riesgo de incendio durante el verano, que redujeron la jornada de trabajo diaria efectiva.
- La capacidad portante del terreno no sustentaba el tránsito de maquinaria, por lo que fue necesario efectuar vías de acceso auxiliares con aportes de tierra caliza que posteriormente se retiraron.
- Asociado a este trabajo de restauración, se vio pertinente llevar a cabo actuaciones de mejora en la infraestructura de uso público del itinerario, como la sustitución de tramos de pasarela deteriorados.

Por otro lado, en el proyecto original se proponía la retirada de una capa homogénea de sedimentos de 30 cm, lo que no se corresponde con la realidad encontrada, ya que, como era de esperar, el volumen de estos depósitos no es uniforme. De igual modo, la profundidad y la densidad de los rizomas del carrizo y enea han sido superiores a esta cifra, habiendo sido necesario alcanzar una profundidad mayor, del orden de 50 cm, para proceder a la retirada de la mayor parte de los rizomas. El objetivo prioritario era mantener las láminas libres de vegetación acuática emergente. Sin esta retirada de rizomas, volveríamos a tener un fuerte rebrote de carrizo y enea en poco tiempo, cubriendo toda la superficie de nuevo e inhabilitando la actuación de restauración.

Evaluación final

A lo largo de la primavera del año 2023 se ha podido constatar la eficiencia de la restauración llevada a cabo:

- Restauración de la topografía original tras la retirada de estos sedimentos, hasta el punto de haber recuperado la isleta de los Melones, desaparecida por la colmatación de sedimentos y vegetación.
- Mejora de la calidad del agua del itinerario, con menor fósforo y menos turbidez orgánica, permitiendo unas aguas claras, transparentes y sin malos olores.
- Proliferación espontánea masiva de *Chara hispida* y *Chara vulgaris*, dando lugar a una pradera de carófitos que ha tapizado el 80 % de la zona de actuación.
- No se ha producido un rebrote significativo de la helófitos invasores (carrizo y enea), por lo que se ha podido controlar con las actuaciones de mantenimiento ordinarias del parque.
- Mejora de la biocenosis general del itinerario, con presencia generalizada de invertebrados acuáticos y anfibios como galápago europeo (*Emys orbicularis*), rana común (*Pelophylax perezi*), ranita de San Antonio (*Hyla arborea*) y sapillo pintojo (*Discoglossus galganoi*).
- Aumento de la diversidad de la avifauna presente en el itinerario, destacando la presencia de especies en peligro de extinción como el porrón pardo (*Aythya nyroca*) y cerceta pardilla (*Marmoronetta angustirostris*) que han sacado adelante 29 y 4 crías respectivamente.
- Se han efectuado encuestas de satisfacción de la actuación entre los visitantes del parque (146 encuestas en febrero de 2023), siendo valorada como «Satisfactoria/Muy satisfactoria» para el 85 % de los encuestados; como «NS/NC» para un 14 %; e «Insatisfactoria» para el 1 %.

Persistencia de la zona restaurada

Dado que las actuaciones se realizan en propiedades públicas declaradas parque nacional, no parece que haya ningún problema en el mantenimiento de las medidas necesarias para la conservación del área restaurada, a excepción de los niveles hídricos de la misma. Recuperar el régimen hídrico natural que comprende aportes de aguas superficiales de los ríos Guadiana y Cigüela, junto a los aportes de aguas subterráneas del denominado acuífero 23 (en la actualidad Masa de Agua Subterránea Mancha Occidental I), sería el gran objetivo de conservación del parque nacional. Si esto no fuera posible, habría que seguir, el tiempo que fuera necesario, con los trabajos de mantenimiento expuestos con anterioridad: control hidrológico de la biocenosis y siega de macrófitos invasores, además de, cada cierto tiempo, volver a retirar los nuevos sedimentos depositados.

Presupuesto y financiación

El presupuesto de la obra es de 500.000 € que provienen de los Fondos Next Generation del Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Sistemas de control

No se ha utilizado ningún tipo de estándar o sistema de certificación para garantizar la calidad del proyecto. Los sistemas de control están basados en los valores de referencia que han sugerido varios investigadores directamente relacionados con el estudio y la conservación de humedales, más concretamente en investigaciones desarrolladas en este espacio protegido. Principalmente, en el estudio «**Proyecto de Restauración Ambiental del Itinerario de la Isla del Pan PNTD**» (2021), elaborado por Salvador Sánchez Carrillo, investigador del CSIC y autor de la tesis doctoral «Hidrología y sedimentación actual de las Tablas de Daimiel» (2000), sobre colmatación del Parque Nacional.

Cualificación del personal

En líneas generales, podemos comentar la gran cualificación y experiencia del personal que ha intervenido en la obra, desde el ingeniero de montes y director del parque nacional que la dirige hasta los numerosos conductores de maquinaria y camiones que intervienen, pasando por técnicos del parque, agentes medioambientales, capataces y trabajadores de la empresa pública Tragsa, encargada de los trabajos. A continuación, se muestra una relación exhaustiva del personal que ha intervenido en la obra:

- Director-conservador del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel.
- Técnico superior del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel.
- Investigador del CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas).
- 4 agentes medioambientales del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel.
- 2 capataces de la empresa Tragsa.
- 16 maquinistas especializados.
- 14 conductores de camión.
- 8 peones forestales de la empresa Tragsa.
- 2 conductores de camión contra incendios forestales.

Más información

Autores: Manuel Carrasco Redondo (técnico superior del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel); Carlos A. Ruiz de la Hermosa (director-conservador del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel); y Alfonso Díaz-Cambroner Astilleros (técnico de apoyo de Tragsa).



Nombre del proyecto

LABORATORIO DE CAMPO DE AGROECOLOGÍA Y RESTAURACIÓN FORESTAL LA NAVA DEL CONEJO

Localización/Ámbito de actuación

Término municipal de Valdepeñas (Ciudad Real).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE).

Entidad/es socia/s del proyecto

Han colaborado y colaboran de distintas maneras el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico; la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha; el Instituto Regional de Investigación y Desarrollo Agroalimentario y Forestal de Castilla-La Mancha (IRIAF); el Centro de Investigación Agroforestal (CIAF); el Centro Regional de Selección y Reproducción Animal (CERSYRA) del IRIAF; la Universidad de Alcalá-Forest Ecology and Restoration Group (UAH-FORECO); la Universidad Católica de Ávila (UCAv); el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria de España (INIA); el Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA); la Asociación Española para la Conservación y el Estudio de los Murciélagos (SECEMU); y la Sociedad Entomológica Ambiental de Castilla-La Mancha (SEACAM).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Desde octubre de 2021 hasta la fecha (continúa).

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca. En concreto, malas prácticas agrícolas y ausencia de manejo silvícola del monte.

Ecosistemas afectados

6220. Zonas subestépicas de gramíneas y anuales de *Thero-Brachypodietea*.

9340. Bosques de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.

Motivación para desarrollar el proyecto

El principal interés de la FIRE y el IRIAF fue establecer una finca demostrativa de buenas prácticas agrícolas y forestales compatibles con la biodiversidad. La visión de la Nava del Conejo es ser un laboratorio de campo, replicable en otras partes del territorio, que generará conocimiento científico y técnico en ambientes agrícolas y forestales mediterráneos.

Diagnóstico ecológico

El clima es Csa, mediterráneo de verano (clasificación de Köppen-Geiger). La precipitación media anual es de 370 mm. La temperatura media anual es de 15,3 °C. Se pueden encontrar calizas y calcarenitas, areniscas y pizarras, gravas, arenas y limos y costras carbonatadas. El pH del suelo en la zona agrícola es de 7,2. La pendiente discurre desde una zona de monte situada a 806 m de altitud al norte hasta un humedal estacional situado a 693 m de altitud al sur. Al oeste y al este existen dos arroyos estacionales, el Arroyo de las Fuentes y el Arroyo de la Pata de Caballo, respectivamente, pertenecientes a la cuenca hidrográfica del Guadiana.

La vegetación se puede clasificar en cuatro grandes tipos: i) monte de encinar dominado por *Q. ilex* junto a *Q. coccifera*, *Pistacea lentiscus* y varias especies de jara; ii) zona agrícola en forma de dehesa clara, con ejemplares de *Q. ilex* y *Q. coccifera* acompañados de especies como *Jasminum fruticans* o *Asparagus officinalis*; iii) zona riparia, dominada por *Scirpus holoschoenus* y prados; y iv) humedal dominado por *S. holoschoenus* y herbazales.

La fauna es rica y variada. Destaca la comunidad de aves esteparias, con especies como la perdiz roja (*Alectoris rufa*), la codorniz común (*Coturnix coturnix*), la ganga ibérica (*Pterocletes alchata*), la ganga ortega (*Pterocletes orientalis*) y el sisón común (*Tetrax tetrax*), así como especies emblemáticas como el aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) y el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*).

La situación previa a la restauración era la de un hábitat agrícola con algunas prácticas de manejo no deseables, como son un trazado de la roturación incorrecto, roturación excesiva de los barbechos, poca diversidad de cultivos y ausencia de cultivo de leguminosas, principalmente. Además, algunas encinas grandes de la dehesa estaban completamente secas o decrepitas y otras tenían grandes ramas secas. Por otro lado, la zona de monte mediterráneo no tenía ningún tipo de manejo, habiendo muchas encinas pequeñas secas y zonas peladas de vegetación. La vegetación era vulnerable a los incendios forestales.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo general del proyecto es establecer un modelo ejemplar y replicable de producción agrícola y gestión forestal para la conservación y la restauración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Los objetivos específicos son: i) diagnosticar el estado ecológico de partida de la finca; ii) aumentar los niveles de biodiversidad en el hábitat agrícola; iii) aumentar la resiliencia y la adaptación de los sistemas forestales al cambio climático; y iv) establecer un proyecto de demostración singular.

En el continuo de la restauración, el proyecto se inició en el segmento correspondiente a la mejora de la gestión de espacios seminaturales y aspira a reparar la funcionalidad de los ecosistemas.

Marco legal

Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla varios títulos de la Ley 29/1985 de Aguas.

Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.

Resolución de 28 de julio de 2009, de la Dirección General de Recursos Agrícolas y Ganaderos, por la que se autoriza y publica el Catálogo Nacional de las Regiones de Procedencia relativa a diversas especies forestales.

Real Decreto 289/2003, de 7 de marzo, sobre comercialización de los materiales forestales de reproducción.

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes.

Ley 3/2008, de 12 de junio, de Montes y Gestión Forestal Sostenible de Castilla-La Mancha.

Reglamento (UE) 2018/848 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, sobre producción ecológica y etiquetado de los productos ecológicos.

Políticas

Pacto Verde Europeo.

Estrategia «De la granja a la mesa» de la Unión Europea.

Estrategia de Biodiversidad 2020-30, de la Unión Europea.

Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas.

Acciones de restauración

El Plan Estratégico del proyecto de 2021 a 2025 se basa en diecinueve acciones organizadas en torno a los cuatro objetivos específicos. De estas, las siguientes son las acciones restaurativas:

- O2. Aumentar los niveles de biodiversidad en el hábitat agrícola:
 - Implementación de los principios de la agricultura de conservación y la agricultura ecológica, en particular la roturación reducida, la rotación de cultivos, la diversificación de cultivos (**figura I**), la retención de residuos y la no adición de insumos de síntesis.
 - Manejo del ganado para aumentar la fertilidad, crear heterogeneidad y consumir residuos.
 - Restauración y construcción de pequeños elementos del paisaje ricos en especies tales como franjas de hierbas espontáneas, setos, bosquetes, charcas y fuentes.
 - Restauración de un humedal mediante la interrupción del laboreo y la siega del herbazal a su alrededor.
 - Acciones específicas de conservación de especies tales como introducción de posaderos para la avifauna, cajas nido para aves, refugios para murciélagos y bebederos para la fauna silvestre.
- O3. Aumentar la resiliencia y la adaptación de los sistemas forestales al cambio climático:
 - Manejo restaurativo del monte y la dehesa mediante claras y podas.
 - Enriquecimiento botánico y faunístico del monte.
 - Restauración forestal de tierras agrícolas marginales, utilizando la restauración espontánea (regeneración natural) y la restauración asistida mediante islotes forestales que exportan semillas a los alrededores.

El resto de las acciones están relacionadas con los objetivos específicos «O1. Diagnosticar el estado ecológico de partida de la finca» y «O4. Establecer un proyecto de demostración singular».



➤ **Figura I.** Perspectiva de dron en primavera. **Autor:** José M. Rey Benayas.

En las plantaciones se utilizan individuos forestales de especies autóctonas de 1 o 2 savias de edad, adquiridas en viveros forestales locales teniendo en cuenta la región de procedencia para aquellas especies recogidas en el Real Decreto 289/2003, de 7 de marzo, sobre comercialización de los materiales forestales de reproducción.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Las principales acciones para la participación de los grupos de interés son: i) comunicación frecuente con el IRIAF-CERSYRA, institución gestora de la finca, así como comunicación puntual con otros organismos públicos de Castilla-La Mancha; ii) comunicación con los agentes medioambientales de Castilla-La Mancha; iii) comunicación con las oficinas comarcales agrarias y los agricultores de la zona; iv) colaboración con instituciones académicas como la UAH, la UCAV, el INIA y el IMIDRA; v) colaboración con organizaciones conservacionistas como SECEMU y SEACAM; vi) acciones de educación ambiental, principalmente dirigidas a escolares de la zona; vii) acciones de formación dirigidas a escuelas de capataces agrícolas, así como a estudiantes de grado y máster; viii) acciones de voluntariado ambiental dirigidas al público en general, especialmente a los habitantes del territorio; y ix) acciones de difusión de mensajes clave y de los avances del proyecto en medios de comunicación, redes sociales y en la página web de la FIRE con el objetivo de dar a conocer el proyecto al público en general.



➤ **Figura II.** Líneas clave. Perspectiva de dron en otoño. **Autor:** José M. Rey Benayas.

Seguimiento de la RE

Se ha establecido un total de cien indicadores cuantificables y medibles que se están utilizando para el seguimiento y evaluación del proyecto desde su inicio. Pueden ordenarse en los siguientes grupos: i) usos del suelo, unidades de gestión y actividades económicas; ii) inventarios y censos de flora y fauna; iii) parámetros de la calidad física, química y biológica del suelo; iv) medidas implementadas y elementos introducidos en el hábitat agrícola y forestal dirigidos a la mejora de la biodiversidad; y v) iniciativas para la difusión y promoción de actividades educativas, formativas y turísticas. Los principales indicadores de las acciones restaurativas están relacionados con: i) el diseño y la ejecución de líneas clave (**figura II**); ii) el plan agronómico y las buenas prácticas agrícolas; iii) el manejo del ganado; iv) la red de infraestructura verde; v) los elementos para la mejora de la biodiversidad; vi) el seguimiento de la avifauna; vii) el seguimiento de los mamíferos carnívoros y sus presas potenciales; viii) el seguimiento de lepidópteros diurnos; ix) la mejora y la diversificación del monte; y x) la compatibilización de usos de la finca.

Mantenimiento

La mayor parte de las acciones restaurativas necesitan un mantenimiento periódico, en particular las revegetaciones realizadas en las lindes agrícolas, las labores silvícolas del monte mediterráneo y los elementos de mejora del hábitat para la fauna introducidos (cajas-nido para aves, refugios para murciélagos, bebederos).

ros, posaderos y charcas estacionales, entre otros). El plan de mantenimiento se basa en revisiones periódicas de: i) la supervivencia de las plantaciones; ii) el uso de los elementos para la fauna silvestre instalados; y iii) las parcelas experimentales de erosión, entre otros.

“La Nava del Conejo” es gestionada por la FIRE de forma adaptativa en base a los resultados obtenidos durante el seguimiento y el mantenimiento del proyecto. De este modo, se corrigen los errores y se implementan las lecciones aprendidas y las acciones según las necesidades.

Desviaciones

Debido a que las acciones se han iniciado hace menos de dos años, todavía no se han obtenido resultados que permitan evaluar la eficacia de las acciones implementadas. No obstante, los censos de la avifauna y las mariposas apuntan a resultados prometedores. En los próximos años se espera detectar las desviaciones surgidas y extraer lecciones para implementar mejoras en la gestión adaptativa de la finca.

Evaluación final

De forma general, los resultados obtenidos durante el primer año del proyecto han cumplido los objetivos marcados, así como los plazos indicados en el plan de acción. Se ha actuado sobre 230 ha de hábitat agrícola, en buena parte con forma de dehesa clara, y sobre 10 ha agrícolas que están siendo restauradas de forma pasiva en monte mediterráneo. Además, existen 146 ha de monte mediterráneo en las cuales no se ha comenzado a intervenir todavía.

Es pronto para obtener resultados concluyentes al tratarse de un proyecto que se desarrollará al menos hasta el año 2026. Es necesario ejecutar el conjunto de las acciones para asegurar que los resultados obtenidos alcanzan los objetivos generales y específicos establecidos. Hasta la fecha (31 de octubre de 2022), los principales resultados, que son una evidencia del éxito de las acciones restaurativas, son los siguientes:

- 6.768 m de lindes establecidas según el diseño en línea clave.
- Plan agronómico diseñado con 18 unidades de gestión que incluye varios tipos de cultivo y 2 tipos de barbecho (blanco de mínimo laboreo y verde de hierbas espontáneas). Los cultivos contemplados en el año agrícola 2022-2023 fueron avena, cebada, trigo, guisante, yero y garbanzo.
- 5 ha con 1.070 m de vallado para el manejo experimental de ganado.
- 1.246 m de lindes revegetadas (setos) con 4.707 individuos de 19 especies de caméfitos autóctonos y 10.135 m de franjas de 3 m de anchura aproximada sin cultivar en torno a las parcelas agrícolas.
- 1 fuente restaurada y 1 charca temporal creada, 10 bebederos para fauna silvestre, 37 posaderos de madera, 47 cajas-nido para aves insectívoras, 14 cajas nido para aves rapaces y 2 hoteles para murciélagos instalados.



➤ **Figura III. Plantación de seto. Autor: Vega Santos Morcillo.**

- 3 pares de parcelas de erosión permanentes y 3 pares de parcelas de erosión móviles instalados.
- 11 jornadas de anillamiento científico de aves con 130 individuos registrados y 24 especies anilladas, y 11 censos de aves comunes, esteparias y rapaces con 4.996 individuos de 121 especies registradas.
- 3 censos de mamíferos carnívoros (6 especies detectadas) y sus presas potenciales mediante cámaras de fototrampeo y transectos a pie y en vehículo.
- 9 censos de mariposas diurnas según la metodología del *Butterfly Monitoring Scheme*, con 853 individuos registrados de 44 especies.
- 11 ha establecidas para el estudio de procesos de restauración forestal.
- Diseño e instalación de carteles para garantizar el uso público regulado de la finca.

Persistencia de la zona restaurada

“La Nava del Conejo” es una finca de titularidad pública perteneciente a la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y gestionada por el IRIAF. La FIRE ha obtenido una concesión demanial para la gestión de 220 ha de cultivo herbáceo de secano y 150 ha de monte que asegura el desarrollo y continuidad del proyecto durante un periodo de al menos cinco años y, probablemente, de diez años.

Presupuesto y financiación

La campaña agrícola 2021-2022 ha supuesto una inversión de 43.245,86 €, la cual se financió casi en su totalidad con los ingresos de las cosechas.

Las investigaciones agronómicas han costado, hasta la fecha, 14.339,71 €, que han sido financiadas por el MITERD mediante las ayudas a proyectos de investigación de entidades del tercer sector.

Las acciones restaurativas del hábitat agrícola han costado hasta la fecha 19.564,86€, que también han sido financiadas por el MITERD mediante las ayudas mencionadas.

Sistemas de control

No se han utilizado estándares o sistemas de certificación generales, aunque las acciones restaurativas financiadas por ayudas y subvenciones públicas tienen sistemas de control específicos.

Cualificación del personal

El proyecto ha sido posible gracias al trabajo del equipo técnico de la FIRE y colaboradores de otras organizaciones. Contribuyen al mismo investigadores de universidades y centros de investigación públicos, asociaciones científicas y conservacionistas y agricultores profesionales.

Los perfiles profesionales del equipo multidisciplinar son biólogos, ambientólogos, ingenieros agrónomos e ingenieros forestales, varios de ellos especializados en restauración ecológica. Para algunas tareas de ejecución en campo se ha contado con peones con educación básica o formación profesional reglada.

Más información

Web:

<https://fundacionfire.org/lineas-proyectos/campo-de-montiel-natural/>

Autores: José María Rey Benayas y Miriam Pajares (coordinadora de proyectos de la FIRE).



Nombre del proyecto

PROYECTO DE DETALLE DE LA FORESTACIÓN Y OTRAS MEDIDAS COMPENSATORIAS. PLANTA SOLAR FOTOVOLTAICA LA NAVA

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto consiste en la reforestación de 50 ha ubicadas en el entorno de la planta solar fotovoltaica de La Nava y su línea de evacuación asociada, situados en el término municipal de Almodóvar del Campo y Puertollano (Ciudad Real). Tras analizar las diferentes vías pecuarias de la zona, se acordó realizar los trabajos en un tramo de la Cañada Real segoviana, en la zona de la Pista de Horcajo.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Naturgy Renovables, S. L. U.

Entidad/es socia/s del proyecto

Fomecam Terra, S. L.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

El proyecto de forestación se ha desarrollado durante tres años, empezando en noviembre 2019 y finalizando en abril de 2022. Se realizará un mantenimiento durante diez años.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo IV. Industria energética. Planta Solar Fotovoltaica La Nava.

Ecosistemas afectados

Grupo 5. Matorrales esclerófilos:

- 5330. Matorrales termomediterráneos y preestépicos.

Grupo 6. Formaciones herbosas naturales y seminaturales:

- 6310. Dehesas perennifolias de *Quercus spp.*
- 6420. Prados húmedos mediterráneos.

Grupo 9. Bosques:

- 9320. Bosques de *Olea* y *Ceratonia*.
- 9340. Bosques de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.

Motivación para desarrollar el proyecto

El proyecto de restauración es una de las medidas compensatorias reflejadas en la respectiva declaración de impacto ambiental (en adelante, DIA) del proyecto (Resolución de 29 de junio de 2017), con el objetivo de compensar la ocupación de superficie vegetal consecuencia de la instalación de la planta fotovoltaica.

Se incluye también como medida compensatoria en la DIA el establecimiento de cuatro majanos para la introducción de conejos, con el objetivo de minimizar así la pérdida de hábitat para el conejo de monte.

Diagnóstico ecológico

La definición de los terrenos para llevar a cabo la actuación se consensuó conjuntamente entre el Servicio de Medio Ambiente y el Servicio de Vías Pecuarias. Tras analizar las diferentes vías pecuarias de la zona, se acordó realizar los trabajos en un tramo de la Cañada Real segoviana a su paso por el término municipal de Almodóvar del Campo, dado que dicha vía pecuaria está deslindada y delimitada, y se vio que su forestación podía generar impactos positivos en la zona, favoreciendo la creación de un corredor ecológico, en su llegada al parque natural del Valle de Alcudia y Sierra Madrona.

La vegetación presente en el tramo seleccionado se encontraba totalmente condicionada por las acciones del hombre, ya que se trata de una vía pecuaria. De todos modos, se pueden diferenciar dos zonas distintas, una zona de adhesa y una zona de monte.



Figura 1. Subsulado del terreno. Autoría: Fomecam Terra, S. L.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo de la restauración es repoblar zonas de la vía pecuaria que han sido deforestadas en el pasado. Está orientada a mejorar la cubierta vegetal y proteger al suelo de la erosión. Se toman también medidas para fomentar las poblaciones de anfibios, conejos y otra fauna silvestre.

El objetivo de esta restauración se sitúa dentro de la fase de remediación, mejorando los espacios tratados y favoreciendo la funcionalidad de los ecosistemas.

Marco legal

Ley 9/2003, de 20 de marzo, de Vías Pecuarias de Castilla-La Mancha.

Ley 3/2008, de 12 de junio, de Montes y Gestión Forestal Sostenible de Castilla-La Mancha.

Decreto 3769/1972, de 23 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de la Ley 81/1968, de 5 de diciembre, sobre Incendios Forestales.

Reglamento de la Ley 2/1966 de 31 de mayo de Conservación de Suelos y Protección de Cubiertas Vegetales Naturales de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (Decreto 73/1990, de 21 de junio).

Ley 9/1999, de 26 de mayo, de Conservación de la Naturaleza de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

Acciones de restauración

Las actuaciones se han llevado a cabo en un tramo de la Cañada segoviana, en la zona de la Pista del Horcajo. La superficie de forestación es de 50 ha, con una densidad de 600 pies/ha, con 480 encinas de 1 savia/ha y 120 especies de cortejo por hectárea. Las plantaciones se han realizado a lo largo de 3 años, empezando en noviembre de 2019.

Las actuaciones se realizan en tres tramos, uno cada año. El primer tramo, situado al noreste, cuenta con un área total de 16 ha, el segundo 20 ha y, por último, el tercero, al suroeste, tiene un área total de 18 ha.

Las especies arbóreas y arbustivas elegidas para la repoblación son autóctonas:

- Especies arbóreas principales elegidas: encina (*Quercus ilex*), pino piñonero (*Pinus pinea*) y alcornoque (*Quercus suber*).
- Especies de cortejo: retama (*retama sphaerocarpa*), labiérnago (*Phillyrea angustifolia*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), madroño (*Arbutus unedo*), romero (*Rosmarinus officinalis*) y acebuche (*Olea europea*).
- Especies arbustivas elegidas: retama (*Retama shpaerocarpa*), labiérnago (*Phillyrea angustifolia*), rosal silvestre (*Rosa canina*) y jara pringosa (*Cistus ladanifer*)-

Otras actuaciones realizadas:

- Protección perimetral de encinas (alrededor de 200) con un vallado de tipo ganadero de 1,5 m de altura. Esta actuación se lleva a cabo para mejorar la cubierta arbórea, se realiza en la parte norte del tramo 1. Actuación realizada entre el 30 de febrero de 2020 y el 10 de marzo de 2020.
- Construcción de pequeñas charcas para la recogida de aguas pluviales, que sirvan como abrevaderos para el ganado y para el fomento y arraigo de poblaciones de anfibios y otras especies de fauna silvestre amenazada. Ejecutadas entre el 16 y el 25 de septiembre de 2020.
- Majanos para conejos: 4 majanos con vallado, 1 en el tramo 1 y 3 en el tramo 2. Además, se realizará una siembra a voleo como soporte para su alimentación. La ejecución está prevista en 2023.



➤ **Figura II.** Plantación fuera de cercado con protecciones individuales.
Autoría: Fomecam Terra, S. L.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Consenso con el Servicio de Medio Ambiente y el Servicio de Vías Pecuarias sobre la superficie a reforestar. Comunicación de trabajos y visitas de la Administración.

Seguimiento de la RE

Con la contabilización del porcentaje de marras se mide el éxito de las repoblaciones. También se comprueba el estado del vallado y la resistencia a la presión ganadera.

Para el caso de las charcas, se comprueba que se llenen en épocas de lluvias y la presencia de anfibios en primavera.

Mantenimiento

El mantenimiento se realizará durante diez años, incluyendo la reposición de marras (se considera un 30 % de los ejemplares plantados), la sustitución de protectores y las labores propias que sean necesarias.

Al finalizar el mantenimiento se retirarán todos los elementos artificiales de apoyo, o antes en caso de que se considere necesario por el desarrollo de la planta.

Desviaciones

Con el fin de reducir plazos, y con el consentimiento de la Administración, las plantaciones se han finalizado en 3 años en lugar de en los 5 previstos inicialmente.

Se han detectado problemas de abatimiento de protectores y pisoteo de plantas por el trasiego de ganado ovino en el tramo 1. Debido a esta circunstancia, se instala un cerramiento perimetral de protección. En compensación por esta partida no prevista se acuerda con la Administración la instalación de 3 charcas en lugar de 4.

Ha sido necesario subir los riegos en verano: se llevan a cabo 6 en lugar de los 4 previstos.

Se ha detectado un porcentaje de marras mayor del estimado (60 % en lugar de 40 %). Se han repuesto todos los ejemplares.

La siembra ha tenido un resultado más favorable que la plantación con planta de vivero. De las plantas de vivero, tienen un grado de éxito aceptable el pino y acebuche, pero no la encina.

Respecto a la forma de proteger la planta, funciona mejor la protección individual que el cerramiento con vallado.

En las zonas con suelo pedregoso se ha perdido casi toda la plantación.

Por indicaciones de la Administración, los majanos previstos para 2023 serán sustituidos por la instalación de cajas nido para mochuelos, ya que se considera más beneficioso para el entorno y para la propia reforestación.

Evaluación final

En global, las actuaciones se han llevado a cabo satisfactoriamente. No obstante, para poder conocer la eficacia final de las medidas es necesario que transcurra el periodo de mantenimiento completo para poder evaluar la supervivencia y viabilidad de las plantaciones. Se ha restaurado una superficie total de 53,53 ha.

El balance a fecha de 27 de julio de 2022 (previo a los trabajos de mantenimiento del año 3) es el siguiente:

Tramo	Superficie (ha)	Plantaciones
1	14,00	7.490
2	18,03	10.800
3	21,50	10.800
TOTAL	53,53	29.090

 **Tabla I.** Balance de la restauración.

Persistencia de la zona restaurada

Una vez superado el periodo de mantenimiento (diez años), se considera que las plantas que sobrevivan serán viables y persistentes a largo plazo.

Presupuesto y financiación

Mantenimiento año 2019-2020	3.947,82 €
Repoblación año 2020-2021	35.499,96 €
Mantenimiento año 2020-2021	16.492,14 €
Repoblación año 2021-2022	35.499,96 €
Mantenimiento año 2021-2022	32.984,28 €
Precio total 2019-2022	124.424,16 €
Precio estimado mantenimientos 2023 a 2029	230.889,96 €
PRESUPUESTO TOTAL	355.314,12 €

 **Tabla I. Tabla II.** Presupuesto y financiación.

El total del presupuesto es financiado por Naturgy.

Sistemas de control

No se ha utilizado ningún estándar o sistema de certificación.

Cualificación del personal

Todas las actuaciones han sido ejecutadas por especialistas en dichos trabajos, con amplia experiencia y cumpliendo las condiciones y estándares de prevención de riesgos laborales y seguridad y salud del grupo Naturgy. Todo el personal y recursos utilizados en la ejecución de los trabajos pertenecen a Fomecam Terra, S. L. En la ejecución de los trabajos, participaron 15 personas con los siguientes perfiles profesionales:

- 1 ingeniero de montes.
- 1 ingeniero técnico forestal.
- 1 encargados de obras forestales.
- 2 capataces forestales.
- 8 peones forestales especialistas.
- 2 maquinistas forestales.

Más información

Autores: Raúl Visiedo Furió (Medio Ambiente de Naturgy Renovables, S. L. U.); y Laura Méndez Villalba (Medio Ambiente de Naturgy Renovables, S. L. U.).



Nombre del proyecto

PROYECTO DE RECUPERACIÓN DE LOS HUMEDALES DE TIERRA DE CAMPOS: LAGUNA DE BOADA DE CAMPOS

Localización/Ámbito de actuación

Municipio: Boada de Campos (Palencia).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Fundación Global Nature (en adelante, FGN).

Entidad/es socia/s del proyecto

Después de 25 años de trabajos continuados desde las primeras labores de restauración en 1998, han sido numerosos los organismos públicos y privados que han financiado y colaborado en las diferentes acciones de recuperación/restauración ejecutadas junto a FGN:

- Administraciones: Comisión Europea, Ministerio de Medio Ambiente, Fundación Biodiversidad, Confederación Hidrográfica del Duero, Junta de Castilla y León, Diputación de Palencia y Ayuntamiento de Boada de Campos.
- Otras entidades y empresas privadas: Global Nature Fund, PRODER Araduey-Campos, Caja España, Caja Círculo, Caja Madrid, Fundación Caja Burgos-La Caixa, CaixaBank, Unilever, MAVA, Lever-Fabergé, Karl Kaus Stiftung.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

El proyecto de recuperación de los humedales de Tierra de Campos, en la provincia de Palencia, se inició en 1990 con la laguna de La Nava, pero no fue hasta el 1998 cuando comenzó la recuperación de la laguna de Boada. FGN tiene la responsabilidad de su gestión junto con el Ayuntamiento de Boada de Campos, por lo que, hasta la actualidad, es uno de los humedales donde FGN centra sus actuaciones e inversiones en la comarca de Tierra de Campos.



Figura 1. Vista aérea de la laguna de Boada, Palencia. Autor: Rafa Abuín.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca. La laguna de Boada fue desecada en 1968 coincidiendo con las concentraciones parcelarias realizadas en la comarca y su superficie original, de aproximadamente 90 ha, fue destinada a aumentar los cultivos agrícolas de cereal y de leguminosas de secano del municipio de Boada de Campos. Sin embargo, se trataba de un área de escasa calidad agrícola debido a los problemas de encharcamiento y de salinidad del terreno. Esta situación se mantuvo durante treinta años, hasta los comienzos de su restauración ambiental en 1998.

Ecosistemas afectados

Tipos de hábitat de interés comunitario (HIC). Hábitat de agua dulce.

- 1310. Vegetación anual pionera con salicornia y otras especies de zonas fan-gosas o arenosas.
- 1410. Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*).
- 3140. Aguas oligomesotróficas calcáreas con vegetación béntica de *Chara* spp.
- 3150. Lagos eutróficos naturales con vegetación *Magnopotamion* o *Hydrocharition*.
- 3170*. Estanques temporales mediterráneos (*Hábitat de conservación prioritaria).

Motivación para desarrollar el proyecto

Los motivos para desarrollar el proyecto son los propios fines fundacionales de FGN: conservación, protección y ordenación del medio ambiente, mediante proyectos que contribuyan al mantenimiento y recuperación de ecosistemas, especialmente de humedales y de sus especies amenazadas, y la recuperación de actividades agropecuarias tradicionales en su entorno.

Diagnóstico ecológico

En 1968 la laguna de Boada fue completamente desecada y roturada para su transformación en tierras de cultivo provocando su desaparición. Además, la concentración parcelaria y los drenajes efectuados en el siglo XX modificaron su régimen hídrico debido al drenaje del arroyo Madre, principal cauce que suministraba agua al humedal. La desaparición del humedal y de su biodiversidad asociada, junto las perturbaciones no naturales y la ocupación de parte de su cuenca hidrológica por cultivos, motivaron su restauración treinta años después.

En este territorio convergen dos ambientes, el humedal y la estepa (figura 1); de hecho, el relieve de la cubeta es muy suave, prácticamente llano, que favorece el endorreísmo y propicia el desarrollo de humedales estacionales de carácter salino, como es el caso, y que además está rodeado de un ambiente pseudoestepario.

La presencia de estos dos ecosistemas priorizados en la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats), junto con la elevada biodiversidad existente en este territorio, especialmente de aves catalogadas por la Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (Directiva Aves), hizo que el humedal se incluyera dentro de la ZEPA Nava-Campos Sur (ES0000216).

La presencia de fauna y flora está ampliamente representada: aproximadamente cincuenta especies de flora vascular y doscientas de vertebrados han sido detectadas en la laguna o su entorno inmediato.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo principal de la restauración fue la recuperación del humedal, que se inició en 1998 con un proceso de **restauración ecológica**. Posteriormente, las acciones de restauración propuestas han ido enfocándose hacia la función que cumplen los humedales como mitigadores del cambio climático. Las primeras medidas fueron recuperar el aporte de agua del arroyo Madre a la laguna y el establecimiento de acuerdos con el ayuntamiento y propietarios privados; posteriormente se acometieron tres acciones fundamentales para la recuperación de la laguna: mejora de la calidad del agua, la compra de parcelas agrícolas perilagunares y la compensación por la pérdida de aportes de escorrentía natural, con un aporte extra artificial de agua desde el Canal de Castilla. Junto con otras medidas complementarias se ha conseguido recuperar muchos de los valores naturales de referencia, pero la restauración completa finalizará cuando se consiga **restaurar la totalidad de la cuenca hidrológica y eliminar todas las perturbaciones no naturales del entorno**.

Marco legal

Directiva Hábitats: Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Directiva Aves: Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de noviembre de 2009 relativa a la conservación de las aves silvestres (ZEPA ES0000216 La Nava-Campos Sur).

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

La laguna es masa de agua: «lago 101108 Laguna de Boada de Campos», y el Plan Hidrológico recoge una medida adicional 6404889 por zona de protección de hábitat o especies para la ZEPA. También se incluye una medida de mejora del inventario de presiones en la misma (6404779) para mejorar el conocimiento de las alteraciones de origen antrópico que sufre y es de aplicación en su cuenca vertiente las medidas de reducción de la contaminación difusa (6403639 Seguimiento. Optimización empleo agroquímicos fuera de zonas vulnerables).

La laguna de Boada está incluida como «Zona Húmeda» en el registro de zonas protegidas de la Directiva Marco del Agua.

Plan de Conservación del Medio Natural-Dirección General de Medio Ambiente y Biodiversidad.

Plan de Conservación de los Humedales-Dirección General de Medio Ambiente y Biodiversidad.

Acciones de restauración

En otoño de 1998 se iniciaron los primeros trabajos de inundación de la laguna de Boada de Campos. Desde entonces han sido numerosos los trabajos de restauración realizados, si bien estos se concentran en tres periodos. En primer lugar, entre 1998-2000 se produce la **reinundación** de la laguna gracias a la construcción de un azud en el arroyo Lobera que restituyó el caudal al arroyo Madre y al primer acuerdo con el Ayuntamiento de Boada de Campos que permitió la inundación de sus terrenos, la construcción de un observatorio de aves y de una isleta de nidificación, la compra de fincas y primeros trabajos de gestión hídrica. El segundo periodo, entre 2006-2007, incluyó las obras hidráulicas para mejorar la calidad del agua, compra de más fincas y la construcción de la casa-museo. En el último periodo, 2018-2022, destacan varias actuaciones: compra de parcelas perimetrales, trabajos de control de la vegetación, adecuaciones de infraestructuras hidráulicas para mejorar la inundación e instalación de una cámara de vídeo *online* 24 h.

A continuación, se detallan cronológicamente las principales acciones de restauración realizadas en la laguna de Boada:

1998. Comienzo de los trabajos de recuperación de la laguna con la creación de un azud provisional en el arroyo Lobera y la firma de un acuerdo de colaboración entre el Ayuntamiento de Boada de Campos y FGN. Desde entonces se ha firmado de manera regular.

1999. Construcción de una isla artificial en el centro de la cubeta lagunar para la nidificación de las aves.

1999. Adquisición de 6,06 ha de fincas agrícolas pertenecientes a la cubeta lagunar y su entorno inmediato.

1999. Puesta en marcha del programa de indemnizaciones por inundación de terrenos agrícolas en el perímetro de la laguna.

1999. Dotación de un observatorio de aves y de paneles interpretativos en una ruta de 1,3 km desde el pueblo hasta el propio observatorio (**figura II**).

2000. Actuación en el arroyo Lobera para mejora de la gestión hídrica mediante la creación de un azud de regulación permanente.

2006. Compra de 4 ha de una finca perimetral.

2006. Construcción del *by-pass* que permite regular la gestión hídrica del humedal y desviar el aporte de aguas contaminantes que llegan a la laguna procedentes de la localidad de Villarramiel a través del arroyo Lobera, mejorando la calidad de las aguas.

2007. Rehabilitación de la casa-museo de la laguna en la localidad de Boada de Campos, en la antigua Panera del Obispo, utilizando las técnicas constructivas tradicionales de Tierra de Campos. Instalación de cámara de control remoto en la laguna que se controlaba desde el propio centro.

2007. Mejora de la isleta central e instalación de dos isletas flotantes de madera para favorecer la reproducción de gaviotas y de limícolas.

2017. Convenio entre la Diputación de Palencia, FGN y el Ayuntamiento de Boada de Campos que se renueva anualmente hasta 2022. Este contribuye a mejorar la gestión, los seguimientos, la divulgación y la promoción turística de la laguna.

2019. Reparaciones de la toma de agua del canal de Castilla que permite mejorar la capacidad de inundación de la laguna.

2020. Nueva compra de 13,8 ha de parcelas agrícolas perimetrales.

2021. Instalación de una cámara *online* de emisión 24 h en directo.

2021. Trabajos de control de la vegetación palustre mediante decapados.

2022. Trabajos de control de la vegetación palustre mediante siegas.

Además, en el periodo 1998-2022 han sido muchos otros trabajos de menor envergadura que han permitido mejorar la gestión hídrica y natural del humedal y que exigen un trabajo y dedicación anual continua como han sido los seguimientos de fauna o el mantenimiento de la isleta de nidificación; así como mejoras en el mantenimiento de las instalaciones de uso público y turístico: ruta interpretativa, paneles, observatorio de aves, casa-museo, cajas nido de nidificación de rapaces y refugios de murciélagos, *parking*, plantaciones, recuperación de fuente para anfibios, etc.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Desde 1998, año en que se iniciaron los trabajos de recuperación, las reuniones y colaboraciones con el Ayuntamiento de Boada han sido constantes, también con la Diputación de Palencia. También lo han sido las reuniones con los propietarios privados de las fincas perimetrales para establecer las indemnizaciones anuales por la inundación y posteriormente las gestiones de su compraventa. Además, la Confederación Hidrográfica del Duero renueva los permisos de captación de agua del Canal de Castilla cada cinco años.

Más recientemente, en diciembre de 2021, se realizó una encuesta a todos los agentes y grupos de interés implicados o afectados de alguna manera por la presencia de los humedales de Tierra de Campos, en Palencia. Este proceso incluyó también la celebración de un taller participativo y presencial. La encuesta y el taller permitieron conocer de primera mano la opinión favorable de los participantes sobre los servicios ecosistémicos y socioeconómicos que provee la laguna de Boada. En junio de 2022, un nuevo evento permitió reunir a muchos de los agentes implicados en su restauración, así como a otros colectivos como agricultores, cazadores, ganaderos, organizaciones no gubernamentales, empresas, administraciones, etc. En general, a aquellas personas que trabajan cada día por el desarrollo de Tierra de Campos. Actualmente, los principales puntos de desencuentro se producen con algunos agricultores, que ven la laguna como una pérdida de superficie agrícola disponible y por las molestias por los supuestos efectos negativos que ocasionan la circulación del agua por los arroyos y el herbivorismo de las aves acuáticas en los cultivos.

Seguimiento de la RE

Censos de aves acuáticas y de aves paseriformes palustres mediante anillamiento científico (figura III).

Seguimientos de flora y HIC.

Seguimientos y análisis de parámetros fisicoquímicos y biológicos relacionados con la vegetación, invertebrados, diatomeas agua, etc., que lleva a cabo la Confederación Hidrográfica del Duero.

Evaluación de la calidad de agua mediante diatomeas epífitas, a cargo del Área de Ecología de la Universidad de León en los años 2005 y 2006.

Seguimiento del papel mitigador del cambio climático mediante el secuestro de carbono y la reducción de gases de efecto invernadero emitidos.

Se trata de un humedal de seguimiento científico obligado en numerosos proyectos de investigación de diferentes instituciones científicas y asociaciones conservacionistas: CSIC, GREFA, AEH, IREC, Real Jardín Botánico, UVEG, etc.



Figura II. Ánsares comunes sobrevolando la laguna de Boada, Palencia. Autor: Rafa Abuín.



Figura III. Observatorio de aves y avutardas euroasiáticas en la laguna de Boada, Palencia. Autor: David Miguélez.

Mantenimiento

El aumento de la superficie de vegetación helofítica y la reducción de la superficie de macrófitos sumergidos en la cubeta lagunar, favorecidos por el abandono de la ganadería extensiva y el exceso de nutrientes en las aguas, ha hecho que en 2021 se comenzara a trabajar en el control de la vegetación mediante siegas y decapados.

También la presencia de especies exóticas invasoras amenaza la conservación de la biodiversidad del humedal. En este sentido, el cangrejo rojo es combatido mediante el secado anual del humedal durante dos o tres meses, lo que mantiene a la especie en bajas densidades. El visón americano también causa problemas por depredación de anfibios, aves y mamíferos y por desplazamiento de especies de mamíferos carnívoros autóctonos. Por esta razón la Junta de Castilla y León ha incluido este humedal en los programas de control de esta especie alóctona.

Desviaciones

La falta de recursos financieros y humanos ha provocado que, en ocasiones, el trabajo de gestión no haya sido constante, lo que ha obligado a dar pasos atrás en los objetivos que la fundación se marcaba a corto plazo. Por tanto, la estrategia actual, debido a los escasos recursos, es plantear estrategias a medio y largo plazo priorizando las acciones de conservación.

El cierre temporal de la casa-museo, por falta de personal para atención al público, hizo que las visitas al humedal y al municipio se redujeran, por lo que hubo que reestructurar el personal disponible de FGN para atender visitas a grupos concertados.

En zonas con escasos recursos de inversiones privadas, es muy importante contar con alianzas de entidades públicas como son las diputaciones provinciales.

Evaluación final

Gracias a las labores de restauración realizadas se ha logrado que la laguna de Boada haya aumentado la biodiversidad del territorio, teniendo muy bien representadas determinadas comunidades de flora y fauna acuática, la presencia de varios HIC y especies amenazadas o raras, que lo convierte en un lugar de referencia para la conservación de su biodiversidad. También se pretende mejorar su gestión para mejorar su función como mitigador del cambio climático.

Además, se ha convertido en un lugar de referencia como lugar de observación de aves, poniendo en valor una zona rural despoblada que, con esta actividad, ayuda a consolidar la zona como reclamo turístico junto a otros valores culturales de la comarca de Tierra de Campos.

La recuperación de la laguna de Boada ha elevado al conjunto de las lagunas palentinas de La Nava, Pedraza y Boada como el segundo complejo de zonas húmedas **más importante de Castilla y León**, después de las lagunas de Villafáfila, Zamora.

Persistencia de la zona restaurada

Actualmente, FGN tiene en propiedad 25,82 ha, que ha comprado en varias fases a propietarios particulares. En el proceso de compraventa existe una cláusula que obliga a que su uso sea exclusivamente medioambiental. El Ayuntamiento de Boada de Campos mantiene en propiedad 37,92 ha. Entre ambos suman 63,74 ha que garantizan la conservación del humedal. No obstante, aproximadamente unas 2 ha de la cubeta, permanecen en manos de propietarios privados y se está buscando la posibilidad de compra por diferentes vías de financiación.

Presupuesto y financiación

Se señalan con asterisco aquellos proyectos que financiaban también trabajos en otros humedales:

- Life Medio Ambiente ENV/D/000351 «Sustainable Management of Wetlands and Shallow Lakes». LIFE: 1.600.127 €*.
- Restauración y gestión de la laguna de Boada (UE-MAVA-MAGRAMA-FB): 102.636 €.
- Restauración y adecuación de la Casa Museo Boada: 339.000 €.
- Lile Paludicola LIFE 16 NAT/ES/000168. LIFE: 1.550.968 €*.
- LIFE Wetlands4Climate. LIFE. 2020-2024: 2.165.389 €*.
- Mantenimiento de humedales. Diputación de Palencia. Años 2016-2022: 96.000 €.
- Voluntariados F. Caja Burgos-F. La Caixa. Años 2015, 2017, 2019: 7.000 €.
- Humedales Aliados de la Economía Verde. CaixaBank. Año 2022: 10.000 €.

Sistemas de control

Para cada objetivo se marcan indicadores, metas y fuentes de verificación. Más allá del proyecto, cada año la fundación evalúa el resultado de su actividad con KPI específicos. De forma anual, se realizan actividades de seguimiento y se contabilizan los resultados de cada actividad en campo con KPI tales como: hectáreas de actuación, número de especies beneficiadas, etc., así como indicadores de ámbito social y económico. Además, contamos con el equipo local de FGN que mantiene la vigilancia de los humedales y que reporta de forma permanente a la dirección técnica.

Cualificación del personal

FGN contó con un equipo profesional multidisciplinar cualificado de técnicos, entre los que se encontraban biólogos, ambientólogos, naturalistas, ingenieros agrónomos, de caminos, canales y puertos que, junto con miembros del patronato, iniciaron los trabajos de restauración en Boada y que, además, contaban con la experiencia previa de la exitosa recuperación de la laguna de La Nava, iniciada en 1990. Entidades científicas de prestigio como el CSIC han participado como asesores durante todo el proceso.

Más información

Web:

<https://fundacionglobalnature.org/portfolio/casamuseoboada/>

Autores: David Miguélez Carbajo y Antonio Guillem Avivar (Fundación Global Nature).



Nombre del proyecto:

RESTAURACIÓN DE LA LAGUNA PRIMERA DE PALOS

Localización/ámbito de actuación

Término municipal de Palos de la Frontera (Huelva).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Cepsa hasta 2017 y Fundación Cepsa desde 2017.

Entidad/es socia/s del proyecto

Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul de la Junta de Andalucía.

Consejería de Agricultura, Pesca, Agua y Desarrollo Rural de la Junta de Andalucía.

Typma, S. L.

Ayuntamiento de Palos de la Frontera, como entidad colaboradora en el proyecto.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1999-2023.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca: ocupación de orillas y de la totalidad de la cuenca (350 ha). Aporte excesivo de fertilizantes y agua. Deforestación, erosión y aporte de sedimentos. Sobrepastoreo, caza y pesca ilegal.

Grupo VI. Industria petroquímica: ocupación de áreas aledañas a la laguna.

Grupo VII. Infraestructuras: segmentación y ocupación del humedal por carretera y vía férrea. Atropellos frecuentes.



Figura I. Vista aérea de la laguna. En primer plano de una de las zonas recuperadas tras la primera restauración.
Autor: Javier Camacho (TYPMA)

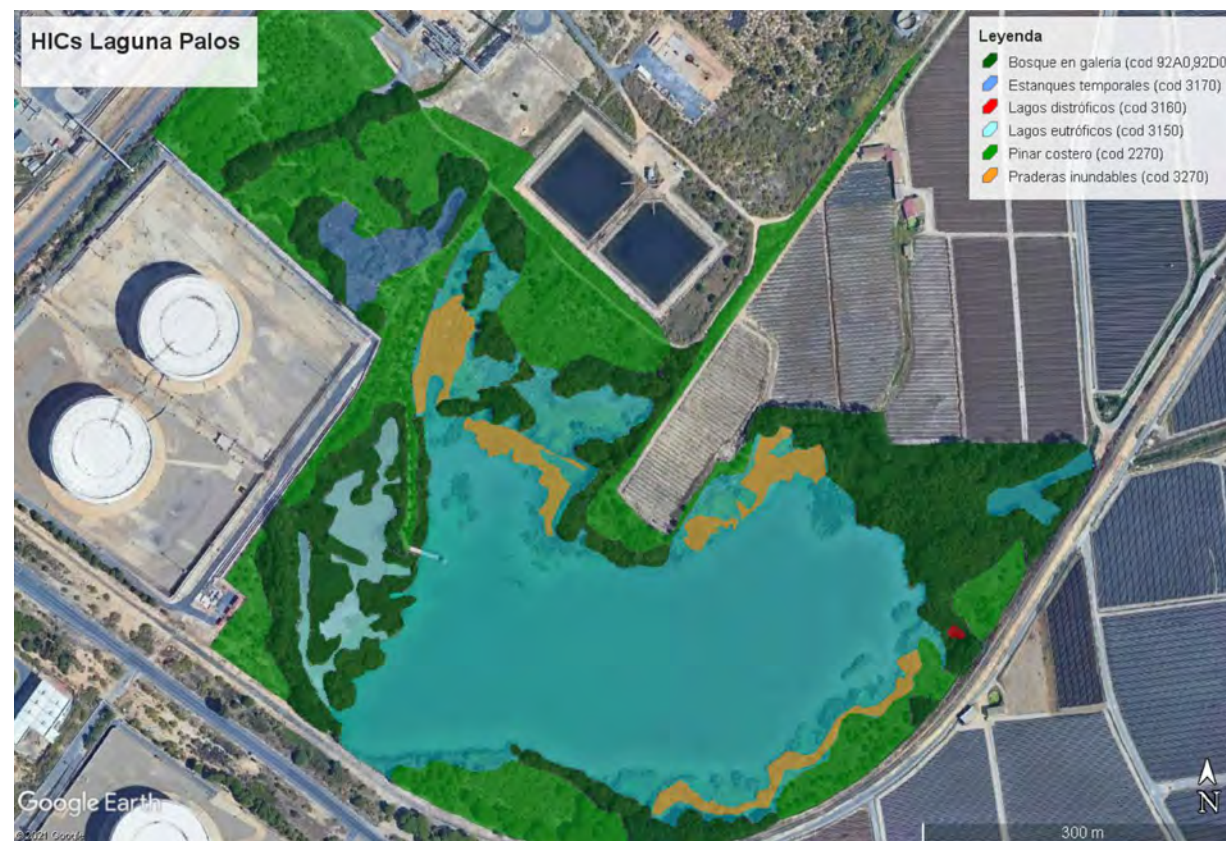


Figura II. HIC Palos. Distribución de los hábitats de interés comunitarios de la laguna de Palos. Autoría: Google Earth.

Ecosistemas afectados

Dunas marinas y continentales: 2270*. Dunas con bosques con *Pinus pinea* (9,79 ha).

Hábitat de agua dulce: 3150. Lagos eutróficos naturales con vegetación *Magnopotamion* o *Hydrocharition* (14,51 ha); 3160. Lagos y estanques distróficos naturales (144 m²); 3170*. Estanques temporales mediterráneos (0,6 ha).

Bosques: 92A0. Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba* + 92D0. Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (8.595 ha); 3270. Riberas con lodos con vegetación de *Chenopodium rubri p.p.* y de *Bidention p.p.* (1,36 ha).

(*) Hábitat de interés prioritario.

Motivación para desarrollar el proyecto

Lo que comenzó como un acuerdo voluntario con la Junta de Andalucía para compensar por el impacto de la construcción de dos tanques para el almacenamiento de combustible, como reservas estratégicas del Estado español, cerca de la laguna, ha terminado siendo un acuerdo de conservación de gran envergadura que se prolonga ya más de veinte años. Además de la restauración inicial del ecosistema, se han desarrollado acciones de monitorización, investigación y uso público.

Diagnóstico ecológico

Laguna muy singular desde el punto de vista tipológico y de génesis, con una rica biodiversidad y refugio de especies raras o amenazadas (66 vertebrados y 24 de flora). El grupo más relevante es la avifauna, con 152 especies predominando; las acuáticas, con algo más de 80 especies; y algunas en peligro crítico como porrón pardo, cerceta pardilla, garcilla cangrejera y focha cornuda.

En el año 2000 presentaba numerosos impactos, como la ocupación de sus márgenes por cultivos, la pérdida de superficie inundable, el empobrecimiento y la degradación de la vegetación original por talas y sobrepastoreo, caza furtiva y vertidos incontrolados. La restauración fue encaminada a eliminar los impactos, restituir las comunidades originales y fomentar su uso público a fin de sensibilizar a las poblaciones locales. El seguimiento realizado ha permitido detectar nuevos impactos, como son la presencia de especies exóticas y el excesivo aporte de nutrientes y sedimentos provenientes de la cuenca. Ello ocasiona una alta predación sobre especies autóctonas (anfibios y cría de aves acuáticas), eutrofización y pérdida de superficie inundable. Las consecuencias son una seria disminución de la abundancia y de la biodiversidad, con pérdida o disminución de las especies más emblemáticas.

Entorno muy antropizado, siendo esta laguna la que mejor conserva las comunidades y paisajes originales, por lo que, a pesar de su limitada extensión, constituye un punto de referencia importante para la conservación y para las poblaciones locales.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Objetivo general: mejora ecológica y funcional de la Laguna Primera de Palos.

Objetivos específicos:

- Restauración ecológica.
- Mejora paisajística.
- Mejora del conocimiento.
- Mejora de la sensibilización ciudadana y uso público.
- Mejora de la gobernanza.

Ecosistema de referencia: laguna de carácter temporal que recibe aguas de calidad y libre de especies exóticas.

La restauración en el continuo ha implicado:

- **Reducir** y eliminar impactos como son: fragmentación del ecosistema, especies exóticas, sobrepastoreo, talas, furtivismo, vertidos incontrolados, paisaje degradado y aporte de sedimentos y nutrientes.
- **Mejorar la gestión** en base a un monitoreo en continuo y un mejor conocimiento del medio, que han permitido aumentar y actualizar los objetivos de restauración iniciales.
- **Reparar** mediante la recuperación de su integridad y la restitución de los hábitats y de las comunidades asociadas, así como reintroduciendo las especies desaparecidas de flora.
- **Iniciar**, mejorando la regeneración natural, facilitando lugares para la cría y creando diversidad de microhábitats.
- **Recuperar** los ecosistemas originales acelerando los procesos de sucesión (sustitución por especies nobles) y minimizando en lo posible los impactos.
- **Restaurar**: para valorar el nivel de restauración obtenemos indicadores que nos permiten comparar con el ecosistema de referencia.

Marco legal

Identificar la legislación que sirve de marco para desarrollar el proyecto de restauración:

- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Ley 2/1989, de 18 de junio por la que se aprueba el inventario de espacios naturales protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.
- Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la Flora y la Fauna Silvestres.
- Texto Refundido de la Ley de Aguas aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, y en el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, modificado por Real Decreto 606/2003, de 23 de mayo, y la Ley 9/2010 de Aguas de Andalucía, Texto Refundido de la Ley de Aguas.
- Ley 9/2010, de 30 de julio, de Aguas para Andalucía.
- Estrategia Andaluza de Gestión Integrada de la Biodiversidad (2011).
- Proyecto de decreto por el que se declaran las ZEC del Litoral de Huelva y se aprueban el PORN del Paraje Natural Marismas del Odiel y de las Reservas Naturales de Isla de Enmedio y Marismas del Burro y el PORN de la Reserva Natural Laguna de El Portil y de los Parajes Naturales Enebrales de Punta Umbría, Estero de Domingo Rubio, Lagunas de Palos y las Madres, Marismas de Isla Cristina y Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido (Borrador 5, agosto de 2017).

Acciones de restauración

Restauración ecológica:

- Recuperación de superficie inundable mediante la retirada de muros que segmentaban la laguna.
- Retirada de parcelas de cultivos en el perímetro lagunar mediante negociación con los agricultores y participación en la limpieza. Restitución de la topografía y de las comunidades de flora originales.
- Instalación de islas artificiales y posaderos para favorecer la avifauna.
- Modificación de los perfiles de las orillas para favorecer la biodiversidad, diversificando la batimetría para dar cabida a las distintas especies y aumentando la longitud de las orillas para favorecer el ecotono.
- Revegetación empleando hasta ochenta y ocho especies autóctonas: recuperación de especies amenazadas.
- Eliminación de flora exótica: mediante arranque de pies de acacias y eucaliptos (resultado definitivo) y de *Carpobrotus edulis*, *Lantana cámara*, *Solanum sodomium* y *Phytolacca decandra* (resultado parcial).
- Eliminación de peces exóticos (*black-bass*, carpa, carpín y gambusia) mediante desecación estival de la laguna.
- Instalación de cajas nido y refugios para aves y murciélagos.
- Vallado perimetral para impedir la actividad ganadera, nuevos vertidos y furtivismo.
- Creación de una trampa de sedimentos y nutrientes de unos 9000 m².

Restauración paisajística:

- Eliminación de infraestructuras obsoletas (casetas, tuberías, torres eléctricas, etc.).
- Limpieza y recuperación de suelos mediante la retirada de escombros, residuos e infraestructuras agrícolas (plásticos, tuberías, casetas, etc.).
- Naturalización de las orillas restituyendo de forma armónica su trazado y las comunidades originales, con especial énfasis en las zonas más frecuentadas.
- Integración visual de aparcamiento modificando la topografía de superficies inertes no usadas (naturalizándolas), revegetándolas y sustituyendo el firme existente (piedra negra) por otro más integrado en el lugar (caliza compactada de color arena).
- Creación de 3.324 m lineales de pantallas visuales estratégicamente dispuestas para minimizar la visión de la zona agrícola intensiva e industrial aledañas. Pantallas compuestas por la disposición de distintos estratos de vegetación y, en algunos sectores, por cordones arenosos recreando el sistema dunar original.
- Retirada de residuos en la masa de agua.

Uso público y educación ambiental:

- Construcción de observatorios según la tipología constructiva tradicional y materiales locales.
- Creación de un itinerario botánico.
- Señalización informativa y descriptiva del espacio.
- Cuaderno de actividades para escolares.

- Edición de diverso material divulgativo (pósteres, folletos, etc.).
- Participación en actividades de anillamiento de aves.
- Celebración de jornadas participativas (día de los humedales, día del mundial del medioambiente, etc.).
- Programa de visitas dirigido a todos los segmentos de la población.
- Celebración de «Jornadas de puertas abiertas» y presentación de libros.

Mejora del conocimiento:

- Estudio limnológico, destinado a medir el efecto que la gran actividad agrícola desarrollada en la cuenca puede estar ejerciendo sobre la salud de la masa de agua (principalmente fertilizantes y sedimentos) y prever tendencias en su evolución, a fin de establecer medidas correctoras, o paliativas, que permitan anticiparse a problemas futuros.
- Estudio sobre la ictiofauna presente y su alimentación en la laguna.
- Inventario de flora.
- Inventario de insectos.
- Censos periódicos de aves.
- Creación de estación ornitológica con programa de anillamiento científico de aves.
- Inventario de anfibios y reptiles.
- Prospección de los micromamíferos presentes.
- Seguimiento de mamíferos mediante fototrampeo.
- Estudio sobre la presencia de quirópteros en la laguna.

Mejora de la gobernanza

Las acciones para cumplir este objetivo se detallan en el siguiente apartado.

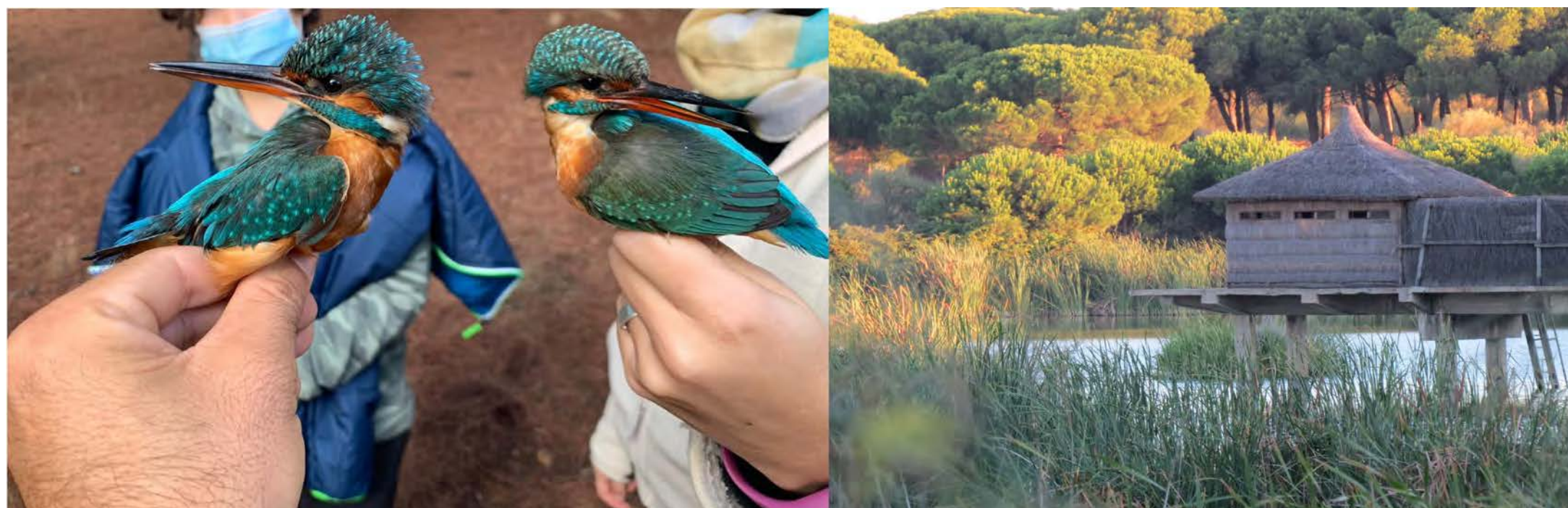
Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Grupos de interés directos:

- Administraciones públicas (regional y local).
- Universidades y centros de investigación.
- Asociaciones sectoriales.
- Organizaciones no gubernamentales.

Acciones con los grupos de interés:

- Reuniones bilaterales para llevar a cabo propuestas o informar de problemas y recoger su *feedback*.
- Exposición pública y divulgación de los trabajos de restauración en varios medios: foros, artículos, visitas institucionales, visitas divulgativas.
- Trámite de información pública del proyecto de restauración.
- Mesa de seguimiento y transparencia.



➤ **Figura III.** A la izquierda, educación ambiental en las jornadas de anillamiento científico. **Autora:** Estela Gil Costa. A la derecha, observatorio principal para la avifauna de la laguna. **Autor:** Javier Camacho (TYPMA).

Seguimiento de la RE

El seguimiento ha permitido constatar la excelente evolución de la vegetación y, en particular, de la mayoría de las especies de flora reintroducidas. Referente a la avifauna, la restauración del 2001 tuvo un rápido efecto en la abundancia de aves acuáticas, que duplicó su número en poco tiempo, pero que paulatinamente ha ido decreciendo, coincidiendo con la extensión de cultivos intensivos en la cuenca. La diversidad se ha mantenido, si bien se han perdido las especies más sensibles a la calidad del agua.

Estudios adicionales sobre la fauna y ecología del humedal han permitido detectar problemas de fondo que están afectando de forma determinante a la abundancia y diversidad, en concreto: i) la presencia de varias especies de peces exóticos que predan sobre la vegetación sumergida, sobre anfibios y sobre los pollos de aves acuáticas; ii) la alta cantidad de nutrientes en el agua que provoca eutrofización; y iii) un elevado aporte de sedimentos que oscurecen el agua y colmatan el vaso lagunar. Como consecuencia de ello, en 2022 se ha iniciado una segunda restauración a fin de contrarrestar y minimizar estos impactos negativos.

En 2021 se asentó una importante colonia de cría sobre islas construidas en el 2001. En 2022 ha aumentado el número de parejas y también de especies. Actualmente, la colonia la componen moritos, garzas imperiales, garcetas, garcillas cangrejeras, garcillas bueyeras, espátulas y avetorillos. La nidificación de la espátula en el complejo lagunar constituye un hito, pues hacía unos sesenta años que no ocurría.

Mantenimiento

Existe un plan de mantenimiento cuyo fin es garantizar la adecuada evolución de las actuaciones realizadas en la restauración del 2001. Básicamente, se centra en el mantenimiento de la vegetación restituyendo marras, incorporando nuevas especies y eliminando las exóticas. Se procura acelerar el proceso de sucesión natural sustituyendo los ejemplares perdidos, o poco viables, por especies nobles. Incluye mantener en buen estado la infraestructura de uso público y actualizar la información que se aporta al visitante.

Desviaciones

DESVIACIONES Y LECCIONES APRENDIDAS	MEDIDAS CORRECTORAS
Excesiva colmatación, por los arrastres de la cuenca erosionada.	Se intentan establecer medidas para reducir la erosión de la cuenca, como es la creación de setos con vegetación autóctona entre parcelas y márgenes de caminos. Creación de una trampa de sedimentos.
Predación excesiva de las plantas acuáticas por carpas y de anfibios y crías de aves acuáticas por gambusia y black-bass.	Se han eliminado los peces exóticos mediante la desecación total de la laguna. Los peces se han extraído y se han donado para la fabricación de piensos, contribuyendo así a la economía circular.
Fenómenos de sucesión en la vegetación que exige intervención.	Se aclaran ciertas zonas y se sustituyen por especies más maduras y, preferentemente, de interés para la fauna (con frutos).
Aumento de nutrientes y sólidos en suspensión en el agua que provocan eutrofización y pérdida de transparencia.	Se trabaja con el sector agrícola y la Administración local para reducir la carga de nutrientes, optimizando el uso de fertilizantes. Creación de una trampa de nutrientes y sedimentos
Aparición de especies problemáticas (perro, gato y jabalí).	Se analiza la situación con la Junta de Andalucía para el control de las especies.
Excesiva interacción con un entorno muy antropizado que es difícil de amortiguar (predadores, molestias, atropellos, basuras, etc.).	Trabajamos con los sectores y grupos de interés próximos a la laguna, de cara a su conservación.
Importancia de la temporalidad de la masa de agua para la buena salud del ecosistema. Actualmente es de carácter permanente.	En 2022 se forzó la desecación de la laguna mediante bombeo. Ello ha permitido eliminar las especies exóticas de peces y mineralizar los fondos donde existe un acúmulo de materia orgánica muy importante. Se trabaja con la idea de intentar vaciar periódicamente la laguna de forma pasiva, a fin de imitar el régimen hidrológico natural y limitar los impactos derivados de la presencia de especies exóticas y la eutrofización.

 **Tabla II.** Relación de desviaciones y medidas adoptadas al respecto.

Evaluación final

Impactos eliminados o reducidos:

- Pérdida de superficies inundables y áreas someras.
- Sobrepastoreo.
- Furtivismo.
- Talas.
- Vertidos incontrolados.
- Acceso desordenado.
- Ocupación de orillas (cultivos perimetrales).
- Paisaje degradado. Impactos visuales.
- Reducción de los aportes de sedimentos y nutrientes.

Recuperación de su integridad y diversas zonas (someras, aledaños, microhábitats), mediante la ampliación del humedal en 40.980 m²:

- Superficies recuperadas: forestal: 18,39 ha; y humedal: 4,098 ha.
- Superficies agrícolas liberadas: 65.000 m².
- Ecotono lagunar creado: 2.832 m lineales.
- Creación de una trampa de sedimentos y nutrientes mediante la recuperación como humedal de una superficie de unos 9000 m² que había quedado totalmente colmatada.

Mejora de la biodiversidad presente en la laguna:

- Repoblado con 88 especies vegetales autóctonas, 17 amenazadas (11.000 ejemplares plantados aproximadamente).
- Censadas 39 nuevas especies de aves desde la restauración.
- Presencia de fauna amenazada: 1 pez, 2 reptiles, 61 aves y 2 mamíferos.
- Creación de diversidad batimétrica.
- Creación de isletas y variedad de microhábitats para favorecer la biodiversidad y el éxito reproductivo de aves.

Mejora paisajística del entorno: 3.324 m lineales de pantallas visuales, destinadas a minimizar los impactos visuales de las infraestructuras agrícolas e industriales aledañas.



➤ **Figura IV.** La recuperación del humedal en áreas que habían sido transformadas para cultivos supone no sólo un beneficio ecológico, sino también una mejora paisajística notable. En la imagen, aspecto de un mismo lugar antes y después de la restauración. **Autor:** Javier Camacho (TYPMA).

Mejora del conocimiento de la laguna:

- Estudio limnológico (2009).
- Estudio sobre la ictiofauna presente y su alimentación en la laguna (2003).
- Inventario de flora (2003-2012), de insectos (2003) y de anfibios y reptiles (2021-2022).
- Censos periódicos de aves (2002-2022).
- Creación de una estación ornitológica con un programa de anillamiento científico de aves (2017).
- Prospección de los micromamíferos presentes (2013-2014).
- Seguimiento de los mamíferos mediante fototrampeo (2013-2022).
- Estudio sobre la presencia de quirópteros (2014).
- Estudio hidrológico de la laguna (Universidad de Córdoba) (2021).

Mejora de la sensibilización ciudadana y uso público:

- Programa de visitas que supera ya los 90.000 visitantes.
- Construcción de 2 observatorios para aves.
- Creación de un itinerario botánico de 598 *m* de longitud.
- Edición de material divulgativo y educativo (póster de avifauna, cuaderno de actividades, guía de insectos polinizadores).
- Señalización del espacio con señales descriptivas de especies y de procesos ecológicos.
- Instalación de mobiliario para el uso público (bancos, mesas, papeleras, etc.).
- Construcción e integración de aparcamiento.
- Vallado perimetral (2.905 *m*).
- Vigilancia del espacio.

Mejora de la gobernanza de la laguna:

- Reuniones bilaterales para recoger el *feedback* con cinco grupos de interés (Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía, Ayuntamientos aledaños, universidades y centros de investigación, asociaciones sectoriales económicas de la zona y organizaciones no gubernamentales).
- Creación de una mesa de seguimiento y transparencia, para dar a conocer la marcha del proyecto y recoger las inquietudes de los distintos grupos de interés.
- Información pública de las acciones a realizar previamente a su autorización.
- Implicación del ayuntamiento de Palos de la Frontera y sector agrícola en la creación de una trampa de sedimentos y nutrientes.

Persistencia de la zona restaurada

La propiedad de las tierras es de Cepsa y de la Junta de Andalucía. Para garantizar su conservación, firmaron un acuerdo de colaboración en 1999, que ha ido prorrogándose en el tiempo hasta la fecha y permite mostrar el compromiso de ambas partes para mantener la conservación y mejora del ecosistema, mediante la puesta en marcha de numerosas acciones.

Presupuesto y financiación

La restauración inicial de 2001 y la conservación y mejora del entorno hasta 2021 disponían de un presupuesto de 2.069.790 €. En 2022 la previsión de su mantenimiento y segunda restauración es de 294.671 €.

Fuente de la financiación: CEPSA y Fundación Cepsa.

Sistemas de control

Se está analizando en base al estándar de Soluciones Basadas en la Naturaleza de la UICN y se prevé su verificación por dicha entidad a lo largo de 2022.

Cualificación del personal

Las labores de restauración y conservación son lideradas por Javier Camacho, biólogo con treinta y dos años de experiencia en la consultoría ambiental.

En los proyectos de restauración se ha contado, también, con la colaboración del departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad de Sevilla y la Estación de Ecología Acuática Príncipe Alberto I de Mónaco (limnología y ecología de peces); el Departamento de Agronomía e Ingeniería Hidráulica de la Universidad de Córdoba; el Instituto de Recurso Naturales y Agrobiología (análisis de suelos); la Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía (seguimiento calidad del agua mediante sensores); técnicos de laboratorio del Parque Energético La Rábida Cepsa (análisis de agua); el Jardín Botánico José Celestino Mutis de la Diputación de Huelva (mantenimiento de peces); Maderas Prado Verde (residuos forestales para biomasa); voluntariado ambiental de la universidad de Sevilla y de la Cruz Roja; y distintos profesionales especialistas en distintas materias (ornitólogos, herpetólogo, entomólogo y botánico).

Más información

Web:

www.fundacioncepsa.com

Autoría: Fundación Cepsa; y Javier Camacho (TYPMA).



Nombre del proyecto

RECUPERACIÓN DE LAGUNAS ESTACIONALES EN LOS HUMEDALES DE DOÑANA, ALBUFERA Y JARAMA PARA DEVOLVER A LA NATURALEZA EL AGUA QUE CONTIENEN NUESTRAS CERVEZAS Y CIDER

Localización/Ámbito de actuación

- Doñana: Lagunas de las Pardillas y del Lince de Hinojos (Huelva); Laguna de San Lázaro (Villamanrique de la Condesa, Sevilla) y laguna de la Dehesa de Abajo (término municipal La Puebla del Río, Sevilla); más de 1.069.000 m² de lámina de agua.
- Albufera: término municipal de Quart de Poblet, Valencia; más de 1,52 km del principal afluente de la Albufera de Valencia.
- Jarama: término municipal de Paracuellos de Jarama (Madrid), demolición de más de 150 m de muro junto al río Jarama, recuperando hidrológicamente más de 500.000 m² de llanura aluvial.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Los proyectos Doñana, Albufera y Jarama ha sido promovidos por Heineken España.

Entidad/es socia/s del proyecto

Doñana: Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Junta de Andalucía, Universidad de Granada.

Albufera: Confederación Hidrográfica del Júcar, Generalitat Valenciana, Universitat Politècnica de València.

Jarama: Confederación Hidrográfica del Tajo, Comunidad de Madrid, Universidad Complutense.

SEO BirdLife.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Doñana: 2017-2018. Mantenimiento anual hasta la actualidad.

Albufera: inicio/fin 2019. Mantenimiento anual hasta la actualidad

Jarama: inicio/fin 2021. Mantenimiento anual hasta la actualidad.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Doñana: Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Albufera: Grupo XII. Otros: invasión caña común.

Jarama: Grupo II. Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.).

Ecosistemas afectados

Proyecto Doñana, promovido por Heineken España. Se ha desarrollado en:

1) **Las lagunas de las Pardillas y del Lince**, ambas restauradas. Se enmarcan en **hábitat de agua dulce**, ubicadas en monte Los Propios de Hinojos, dentro del Catálogo de Utilidad Pública y propiedad del Ayuntamiento de Hinojos (Huelva), y conveniado con la Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul de la Junta de Andalucía. Pertenece al Parque Natural de Doñana, y aparece como figura en Natura 2000, LIC y ZEPA Doñana con Código Europa ES0000024.

2) **La laguna de San Lázaro** se enmarca en **hábitat de agua dulce**, ubicada en monte Dehesa Boyal, dentro del Catálogo de Utilidad Pública, propiedad del Ayuntamiento de Villamanrique de la Condesa (Sevilla), y conveniado con la Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul de la Junta de Andalucía.

3) **La laguna de la Dehesa de Abajo**, conocida también como La Rianzuela en la cuenca del arroyo Majalberraque, se enmarca en **hábitat de agua dulce**, se encuentra dentro de la Reserva Natural Concertada Dehesa de Abajo, propiedad del Ayuntamiento de La Puebla del Río y tiene conveniada su gestión con la Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul de la Junta de Andalucía. Perteneciente al entorno de Doñana, en su paisaje destaca la gran masa de agua superficial, de más de 100 ha (100 campos de fútbol) de lámina, que está rodeada de matorral puro, pinos piñoneros y acebuches de gran porte. Junto a ella, se ubican dos observatorios desde los que podremos admirar sin molestar a las múltiples especies que la habitan, y entre las que destacan flamencos, fumareles, espátulas, patos colorados y azulones, zampullines colorados y chicos, agujas colinegras, las amenazadas focha moruna y cerceta pardilla, e incluso, ocasionalmente, otras tan interesantes como la cerceta pardilla, considerada en peligro de extinción.

Proyecto Albufera, promovido por Heineken España, se enmarca en **hábitat de agua dulce** y se ha desarrollado en Quart de Poblet (Valencia), en el Dominio Público Hidráulico del barranco del Poyo, principal afluente de la albufera de Valencia. Las comunidades vegetales ribereñas son elementos destacables de los paisajes mediterráneos, porque en muchos casos constituyen las únicas formaciones arbóreas o arbustivas caducifolias en el seno de comunidades esclerófilas perennes. Además, desde el punto de vista funcional, las ripisilvas cumplen numerosas funciones que repercuten en la calidad del hábitat fluvial, toda vez que representan un importante refugio para la fauna y un corredor ecológico por su carácter lineal.

Proyecto Jarama, promovido por Heineken España, se enmarca en **hábitat de agua dulce**. Se ha desarrollado en Paracuellos de Jarama (Madrid), en el Dominio Público Hidráulico del río Jarama, a su paso por Belvis de Jarama, dependiente de la Confederación Hidrográfica del Tajo, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico del Gobierno de España. La ficha informativa del Inventario Español de Zonas Húmedas indica que el humedal de Belvis, con clara naturaleza de humedal, incluye unidades ecológicas funcionales que actúan como sistemas acuáticos (en concreto aguas artificiales de interés ecológico). Además, este espacio posee relevancia faunística, estando incluido en el LIC «Cuenca de los ríos Jarama y Henares» (ES311001).

Motivación para desarrollar el proyecto

En la estrategia de sostenibilidad de Heineken España, «Brindando un Mundo Mejor» la protección de las fuentes de agua es una prioridad, junto a ser neutros en carbono, ser cero residuos y maximizar la circularidad antes de 2025.

Diagnóstico ecológico

Ecosistemas en regresión, necesitados de invertir esa situación, estableciendo las bases ecológicas necesarias para su reversión.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Restaurar fuentes de agua, mediante devolución de agua al medio, mediante la recuperación de vegetación de ribera y dulceacuícolas autóctonas de bajo consumo, frente a exóticas e invasoras. Recuperación de la dinámica fluvial natural con eliminación de elementos desecantes de humedales asociados y llevar a cabo las bases para el establecimiento de especies incluso en peligro de extinción como la cerceta pardilla y focha cornuda.

Marco legal

Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (Directiva Aves).

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats).

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, modificada por la Ley 33/2015, de 21 de septiembre.

Ley 43/2003 de Montes, de 21 de noviembre, modificada por la Ley 21/2015, de 20 de julio.

Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.

Real Decreto 849/1986, de 11 abril, que aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico.

Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

Real Decreto 1015/2013, de 20 de diciembre, por el que se modifican los anexos I, II y V de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Real Decreto 556/2011, para el desarrollo del Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

Acciones de restauración

Proyectos Doñana, Albufera y Jarama

Estos tres proyectos, claves en la estrategia para luchar contra el cambio climático y lograr el balance hídrico neutro, han supuesto un revulsivo en cada ecosistema. En 2015 Heineken España definió objetivos y un plan de acción para cada una de sus cuatro fábricas en España: Sevilla, Jaén, Madrid y Valencia. Para ello tomó como referencia el agua que va en cada botella de cerveza más la que se evapora en el proceso de elaboración: casi 1.500 millones de litros de agua al año para las tres cuencas hidrográficas en las que se encuentran estas cuatro fábricas en España.

Sus excelentes resultados nos han permitido cumplir nuestro compromiso muy pronto, ya que hemos logrado devolver 1.900 millones de litros de agua al año, superando el objetivo inicial de 1.500 millones. Una cantidad equivalente a 8.000 millones de cañas de cerveza de 25 cl, muy superior a los objetivos marcados y a la cantidad de agua que contienen todas las cervezas que elaboramos en España cada año, de marcas como Cruzcampo, Heineken®, El Águila o Amstel, entre otras.

Proyecto Doñana

En 2018 Heineken España completó sus actuaciones en Doñana. El proyecto se centró en la restauración y mantenimiento ambiental de las lagunas de La Dehesa de Abajo, de las Pardillas y de San Lázaro, así como en la creación de la nueva del Lince (en el antiguo Barrero del Arrayán), incrementando el volumen de agua superficial que almacenan y su recarga de aguas subterráneas, además de favorecer su uso público. Asimismo, hemos contribuido a la mejora de hábitats de especies en vías de extinción (acuáticas como la cerceta pardilla y la focha cornuda, y mamíferos como el lince, entre otros) y de aves (como el flamenco y la mayor colonia de cría de cigüeña blanca de España).

Estas actuaciones convirtieron a Heineken España en **la primera cervecera con balance hídrico neutro en Andalucía**, al devolver toda el agua que contienen las cervezas que elabora en sus fábricas de Sevilla y Jaén: **más de 1.000 millones de litros de agua cada año, acreditados por la Universidad de Granada y certificados por LimnoTech**. Casi cuatro años después, los resultados de estas acciones son más que visibles y repercuten favorablemente en el futuro de Doñana: estas lagunas tienen más agua.

Proyecto Albufera

En 2020 Heineken España logró el balance hídrico también en la Comunidad Valenciana, al devolver toda el agua que contienen las cervezas que elabora en su fábrica de Quart de Poblet. Los trabajos desarrollados se centraron en la restauración ecológica y la rehabilitación hídrica del principal afluente del Parque Natural de La Albufera, considerado un humedal RAMSAR (lista que integra las zonas húmedas más importantes del mundo) por su interés ecológico y para la conservación de la biodiversidad.

La eliminación de 7,3 ha (una de las cien especies vegetales más invasoras del mundo, que consume diez veces más que una especie autóctona), la plantación de especies de ribera autóctonas y la limpieza realizada en la zona han contribuido a amortiguar los efectos de la sequía en la albufera, que en las últimas décadas ha visto descender notablemente la calidad y el nivel de sus aguas, alcanzando mínimos históricos a finales de 2021.

Según la evaluación realizada por la **Universidad Politécnica de Valencia**, y la posterior **certificación de LimnoTech**, las actuaciones desarrolladas en el Proyecto Albufera generan una **compensación hídrica anual de más de 400 millones de litros de agua**. Esta cantidad ha permitido a Heineken cumplir el objetivo marcado de devolver toda el agua que contienen las cervezas que elabora en su fábrica de Quart de Poblet, Comunidad Valenciana.

Proyecto Jarama

Por su parte, el Proyecto Jarama, desarrollado por Heineken España, nos permite devolver al medio ambiente una **cantidad anual de agua cercana a los 500 millones de litros** o, lo que es lo mismo, 2.000 millones de cañas de cerveza de 25 cl que elabora nuestra fábrica de Madrid. Esta estimación cuenta con el **aval científico de la Universidad Complutense de Madrid**, que ha realizado el estudio hidrogeológico sobre el potencial de recarga artificial de acuíferos a través del Grupo de Investigación de Hidrogeología y Medio Ambiente de la Facultad de Ciencias Geológicas, y posteriormente certificado por LimnoTech.

La actuación se ha centrado en eliminar un tramo de un dique artificial de hormigón de la margen izquierda del río Jarama, que impedía la inundación natural de la llanura aluvial de Belvis del Jarama. Como resultado, se ha recuperado el drenaje original del río y se ha creado un nuevo depósito de agua natural. La llanura se ha convertido en una laguna estacional en la época de crecida del río y, cuando esto sucede, el agua se infiltra en el acuífero recargando las reservas subterráneas, mejorando el estado de las lagunas permanentes de Belvis y multiplicando por 10 la lámina de agua, que pasará de 4 a 50 ha. Los beneficios del proyecto también incluyen un menor riesgo de inundaciones para las poblaciones e infraestructuras aguas abajo, al disminuir su caudal máximo. Y repoblamos la zona con especies de flora autóctona de agua dulce y plantas de ribera, además de crear refugios para aves, insectos y anfibios. El encharcamiento temporal y la alternancia entre húmedo y seco benefician también el crecimiento de vegetación autóctona y el control de poblaciones de insectos.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Hemos tenido una actividad participativa a través de la organización SEO BirdLife España muy activa, voluntarios, además de información a través de los ayuntamientos cuyos términos municipales han sido beneficiados con las restauraciones ecológicas. Las múltiples notas de prensa han puesto en valor y conocimiento estos valiosos ecosistemas, con grandes impactos de audiencia.

Seguimiento de la RE

El seguimiento se fundamenta en los planes de mantenimiento anuales, aprobados por las Administraciones competentes, así como con jornadas de voluntariado auspiciadas por Heineken España.

Mantenimiento

Cada año desde la recuperación de cada ecosistema, se han realizado las labores de mantenimiento necesarias, y así seguirá siendo de por vida para garantizar resultados sostenibles en el tiempo.

Doñana. En la actualidad, las lagunas de la Dehesa de Abajo, San Lázaro, Las Pardillas y del Lince, una vez restauradas hidrológicamente y ambientalmente gracias a Heineken España, están evolucionando naturalmente jugando un papel de relevancia, recargando acuíferos, amortiguando temperaturas frente al cambio climático. Tienen, además, gran relevancia en términos de biodiversidad, destacando la reproducción de especies acuáticas en peligro de extinción como la cerceta pardilla y la focha cornuda, y dotando de zonas de paseo, ocio y descanso para el uso y disfrute de la población.

Heineken España quiere garantizar, dentro de su estrategia de compensación de agua, conseguida a través del Proyecto Doñana con más de 1.004.000 m³ anuales, actuaciones de conservación y mantenimiento de las lagunas litorales de la Dehesa de Abajo, San Lázaro, Las Pardillas y del Lince.

Las actuaciones ejecutadas de conservación y mantenimiento 2022 son las siguientes:

- Aseguramiento de las escorrentías anuales superficiales de agua, fruto de las precipitaciones. Para ello se eliminan obstáculos, alteraciones antrópicas, que puedan alterar ese flujo natural, y se mantienen los desagües, útiles y estratégicos en caso de necesidad.
- Potenciación de las orlas lagunares, con reposición de marras existentes con especies de riberas autóctonas como *Salix sp.*, *Ulmus minor*, *Fraxinus angustifolia* y *Populus alba, nigra*.
- Recogida de basuras e inertes en las lagunas de la Dehesa de Abajo, San Lázaro y del Lince, para evitar el efecto degradatorio.
- Potenciación de masas mixtas en el pinar circundante a las lagunas de San Lázaro, incorporando ejemplares de alcornocos y de riberas.
- Control y eliminación de especies exóticas e invasoras en el ámbito geográfico de las lagunas de la Dehesa de Abajo y San Lázaro.



➤ **Figura I.** Laguna Dehesa de Abajo, Doñana. Foto con dron.
Autoría: Heineken España.



➤ **Figura II.** Proyecto Albufera. **Autor:** Iván Casero (Heineken España).

Albufera. En la actualidad, el proyecto Albufera, una vez restaurado hidrológicamente y ambientalmente gracias a Heineken España, está evolucionando naturalmente jugando un papel de relevancia, repercutiendo de manera significativa en la Albufera, recargando acuíferos y amortiguando temperaturas frente al cambio climático. Tiene gran relevancia en términos de biodiversidad, destacando la reproducción de especies dulceacuícolas como el lirio amarillo, y dotando de zonas de paseo, ocio y descanso para el uso y disfrute de la población.

Heineken España quiere garantizar, dentro de su estrategia de compensación de agua conseguido a través del Proyecto Albufera con más de 400.000.000 litros anuales, actuaciones de conservación y mantenimiento del barranco del Poyo en su término municipal de Quart de Poblet, objeto de las actuaciones de restauración ambiental.

Las actuaciones ejecutadas de conservación y mantenimiento son las siguientes:

- Consolidar las comunidades vegetales autóctonas de ribera implantadas en el proyecto Albufera y aumentar la superficie con vistas a fomentar una transición hacia uno más favorable, con especies autóctonas como *Salix sp.*, *Ulmus minor*, *Fraxinus angustifolia* y *Populus alba, nigra*.
- Control y eliminación de especies exóticas e invasoras en el ámbito geográfico del proyecto Albufera, haciendo especial esfuerzo en la erradicación de focos de colonización de caña común *Arundo donax*.
- Recogida de basuras e inertes en las inmediaciones del proyecto Albufera, arrastradas por crecidas del barranco del Poyo, para evitar efecto degradatorio.
- Potenciación y consolidación de masas mixtas mediterráneas en la zona de policía del barranco del Poyo, reponiendo marras existentes de adelfas *Nerium oleander* y lentiscos *Pistacea lentiscus*.

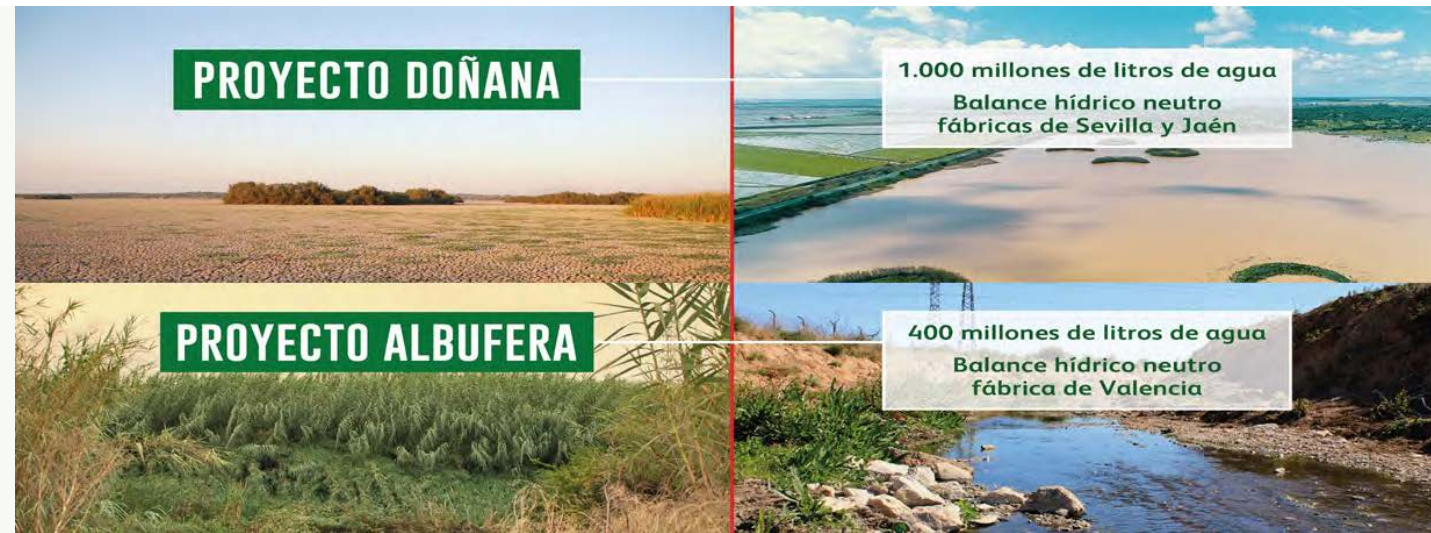
Jarama. En la actualidad, el proyecto Jarama, una vez restaurado hidrológicamente y ambientalmente gracias a Heineken España, está evolucionando naturalmente jugando un papel de relevancia, repercutiendo de manera significativa en la llanura aluvial del Jarama, recargando acuíferos y amortiguando temperaturas frente al cambio climático. Tiene gran relevancia en términos de biodiversidad, destacando la reproducción de especies dulceacuícolas como el lirio morado, y dotando de zonas de paseo, ocio y descanso para el uso y disfrute de la población.

Heineken España quiere garantizar dentro de su estrategia de compensación de agua conseguido a través del Proyecto Jarama con más de 500.000.000 litros anuales, actuaciones de conservación y mantenimiento, objeto de las actuaciones de restauración ambiental siguientes:

- Aseguramiento de las entradas anuales superficiales de agua, fruto de las crecidas de caudales del río Jarama. Para ello se eliminan obstáculos, alteraciones antrópicas, que puedan alterar ese flujo natural.
- Consolidar las comunidades vegetales autóctonas de ribera implantadas en el proyecto Jarama y aumentar la superficie con vistas a fomentar una transición hacia uno más favorable.



➤ **Figura III.** Proyecto Jarama. Foto de enero de 2022, primer desbordamiento. **Autor:** Iván Casero (Heineken España).



➤ **Figura IV.** Antes y después de los proyectos Doñana y Albufera. **Autoría:** Heineken España.

Desviaciones

Los proyectos se ejecutaron sin desviaciones.

La mejora de la naturaleza supone beneficios para la empresa, como un menor riesgo medioambiental, y para la sociedad. Sin embargo, como en este caso, **el trabajo colectivo** es necesario para su adecuado funcionamiento. **La colaboración y cooperación con Administraciones y partes interesadas** ha permitido desarrollar los proyectos de manera eficaz para ayudar a la provisión de una estrategia de continuidad a medio y largo plazo que garantice beneficios ambientales y sociales permanentes para la región, como una mejora en el estado de conservación y el bienestar humano, el aumento de la biodiversidad y la posibilidad de disfrutar del ecosistema restaurado.

La recuperación de estos tres ecosistemas es un claro ejemplo de cómo las empresas pueden **desarrollar proyectos para la conservación y promoción de la biodiversidad y la mejora de los recursos naturales**, proporcionando un valor añadido real a las comunidades locales al mejorar la biodiversidad, así como la calidad y cantidad del agua en la zona.

Evaluación final

En 2015 nos comprometimos a hacer que todas nuestras fábricas en España lograsen el balance hídrico neutro, buscando fórmulas capaces de reforzar los resultados de nuestros programas de eficiencia y circularidad de agua. Así fue como asumimos la responsabilidad de devolver el 100 % del agua que contienen nuestras cervezas a su fuente de origen: los ríos que nos dan el agua que necesitamos para elaborarlas.

Para definir nuestros objetivos tomamos como referencia el agua que va en cada botella de cerveza más la que se evapora en el proceso de elaboración: casi **1.500 millones de litros de agua al año** para las tres cuencas hidrográficas en las que se encuentran nuestras fábricas de Sevilla, Jaén, Madrid y Valencia.

Después, identificamos los proyectos más adecuados para ejercer un impacto positivo a largo plazo, en ecosistemas de alto valor ecológico e implicando a Administraciones públicas, instituciones, organizaciones no gubernamentales, colaboradores, clientes y ciudadanos para llegar más lejos.

Así surgieron los proyectos Doñana, Albufera y Jarama, cuyos excelentes resultados nos permitirán cumplir nuestro compromiso en 2022, con un total 1.900 millones de litros de agua al año. Una cantidad equivalente a 8.000 millones de cañas de cerveza de 25 cl, muy superior a los objetivos que nos habíamos marcado y a la cantidad de agua que contienen todas las cervezas que elaboramos en España, de marcas como Cruzcampo, Heineken®, El Águila o Amstel, entre otras.

Persistencia de la zona restaurada

ODS17 como clave: seguir colaborando con las distintas comunidades (a través de acuerdos marco) y con las confederaciones hidrográficas.

Presupuesto y financiación

1 millón de euros, las actuaciones. Financiado por Heineken España en su totalidad, tanto las actuaciones como los mantenimientos (100.000 euros anuales). En el caso del proyecto Jarama, tanto el Ministerio como la Comunidad de Madrid nos donaron las plantas autóctonas para repoblar.

Sistemas de control

Estudios previos realizados por la Universidad de Granada (Doñana), la Universitat Politècnica de València (Albufera) y la Universidad Complutense de Madrid (Jarama). En los tres casos certificados *a posteriori* por LimnoTech

Cualificación del personal

Equipos multidisciplinares desde ingenieros de montes, biólogos, ingenieros de caminos, hidrogeólogos, ingenieros técnicos forestales, licenciados en ciencias ambientales, geógrafos; profesores de las Universidades de Granada, Politècnica de València y Complutense de Madrid; voluntarios, funcionarios de las Confederaciones Hidrográficas del Tajo, Júcar y Guadalquivir y de la Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul de la Junta de Andalucía; Consellería de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica de la Generalitat Valenciana; y Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura de la Comunidad de Madrid.

Más información

Web:

<https://www.heinekenespana.es/el-agua-es-salud/>

Autora: Sagrario Sáez Mejía (directora de Sostenibilidad de Heineken).



Nombre del proyecto

PROYECTO DE MEJORA DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN LA RED NATURA 2000: HÁBITAT 3170* ESTANQUES TEMPORALES MEDITERRÁNEOS. LIC LAVAJOS DE SINARCAS

Localización/Ámbito de actuación

El ámbito de actuación son el lavajo del Tío Bernardo y el lavajo del Jaral, localizados en el ZEC Lavajos de Sinarcas, en el municipio de Sinarcas, provincia de Valencia.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Conselleria de Infraestructuras, Medio Ambiente, Territorio y Vivienda. D. G. de Medio Natural y de Evaluación Ambiental. Servicio de Vida Silvestre (Comunitat Valenciana).

Entidad/es socia/s del proyecto

Ajuntament de Sinarcas.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Junio-noviembre de 2016.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. En 1978, el lavajo del Tío Bernardo (Sinarcas, Valencia) fue excavado hasta una profundidad de más de 2,5 m para su uso como abrevadero. El cambio de perfil provocó una alteración de los ciclos de inundación-deseccación con consecuencias significativas sobre las comunidades anfibias características. Además, durante la fase seca de los lavajos se registra tráfico de vehículos y roturación de las zonas perimetrales que lindan con parcelas agrícolas.

Grupo VII. El aporte de sal a la calzada de la carretera N-330 durante las campañas de vialidad invernal provoca la entrada de sal en esta cubeta, directamente desde el camión o con la salmuera que expulsan las máquinas quitanieves al despejar la calzada. Estos aportes provocaban la salinización del medio acuático, con valores cercanos a los que considera agua salobre (> 1.500 µS/cm) y los consiguientes efectos sobre la flora y la fauna característica del lavajo.

Ecosistemas afectados

Ambas perturbaciones afectan al hábitat estanques temporales mediterráneos (Código Natura 2000: 3170*), considerado prioritario en la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats), y protegido por la normativa regional (anexo IV del Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y se regulan medidas adicionales de conservación).

Motivación para desarrollar el proyecto

Los lavajos son dos pequeñas lagunas temporales someras que alcanzan una superficie total de 2,1 ha inmersas en un paisaje dominado por extensos cultivos de cereal y viñedo, en el término municipal de Sinarcas (Valencia). Están caracterizadas por el sustrato gravoso y pobre en nutrientes y por los ciclos anuales de inundación y deseccación que experimentan de forma regular. Estas condiciones determinan unas comunidades vegetales de gran originalidad con especies de flora y fauna que tienen en estas áreas sus únicas poblaciones valencianas. Estas circunstancias motivaron su declaración como microrreservas de flora en 2000 y su inclusión en la Red Natura 2000, en julio de 2001, para posteriormente ser declaradas zonas de especial conservación (en adelante, ZEC) con normas de gestión aprobadas en 2015. El patrimonio biológico de estos enclaves justificaba plenamente estas actuaciones, pero, además, la norma de gestión de estos espacios incluía la restauración de la morfología del lavajo del Tío Bernardo para que recuperase a su vez los ciclos de inundación y sequía y la reducción de la conductividad en el lavajo del Jaral entre las medidas de gestión activa destinadas a recuperar el estado de conservación favorable del hábitat 3170.

Diagnóstico ecológico

Las acciones de restauración fueron diseñadas para corregir las alteraciones que se observaban en ambos enclaves. En el lavajo del Tío Bernardo, la alteración de los ciclos de inundación-deseccación como consecuencia de la excavación realizada a finales de los años setenta del siglo pasado tenía consecuencias significativas sobre las comunidades anfibias características. Además, durante la fase seca, la ausencia de barreras físicas permitía el paso de vehículos y la roturación de las zonas perimetrales anexas a los campos de cultivo, con consecuencias negativas sobre las comunidades vegetales y pérdidas de superficie del hábitat prioritario, respectivamente. Por su parte, el lavajo del Jaral registra una salinización del medio acuático, con valores característicos para aguas salobres, que afectan a la flora y la fauna características del lavajo. Los aportes de sales desde la carretera en los periodos invernales es la responsable de la salinización del medio.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El ecosistema de referencia para esta actuación fue el hábitat «3170*. Estanques temporales Mediterráneos» con presencia de comunidades semiacuáticas de *Eleocharis multicaulis* y comunidades herbáceas sobre suelos encharcados temporalmente (*Junco-Isoetum velatae* y *Sisymbrello-Preslietum cervinae*) con *Marsilea strigosa*. Se trata de un ecosistema en que durante la época lluviosa se favorece la inundación del terreno donde afloran suelos arcillosos, que retienen el agua y favorecen un secado gradual, y permite el desarrollo de la vegetación característica en orlas. Finalmente, en la estación seca, correspondiente al verano, desaparecería la lámina de agua y se encontrarían las formas de resistencia de los diferentes organismos que componen el hábitat.

Objetivos:

- Lavajo del Tío Bernardo: restablecer el perfil original, permitiendo de esta forma recuperar la funcionalidad hídrica de la microcuenca. Esto significa que la laguna pasaría a ser de tipo estacional, recuperando así la estructura de vegetación en orlas y las especies de fauna adaptadas a condiciones de estacionalidad, típicas de este hábitat. El objetivo de esta actuación se correspondería con la fase «Repara» de la figura SER (Society for Ecological Restoration), puesto que está centrada en la recuperación de la funcionalidad del ecosistema.
- Lavajo del Jaral: reducir el impacto causado por la contaminación salina derivada del uso de sal en las campañas de viabilidad invernal en infraestructuras viarias. En este caso, la actuación se ajustaría mejor con la fase «Recupera», ya que promueve la mejora del ecosistema.

En cuanto a los objetivos sociales, este proyecto pretende poner en valor el ZEC Lavajos de Sinarcas, sin dejar de permitir los usos tradicionales, como pueda ser el acceso al ganado.

En su conjunto, el objetivo de la restauración estaría situado en la fase «Restaura», ya que se pretende alcanzar la restauración del ecosistema natural.

Marco legal

Decreto 127/2015, de 31 de julio, del Consell, por el que se declaran como zonas especiales de conservación (ZEC) los lugares de importancia comunitaria (LIC) Lavajos de Sinarcas, Marjal de Nules y Marjal dels Moros, y se aprueban las normas de gestión para dichos LIC y para la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) Marjal dels Moros. *DOCV (Diario Oficial de la Comunidad Valenciana)* n.º 7586, de 5 de agosto de 2015.

Acciones de restauración

Recuperación del perfil original de la cubeta. Los trabajos realizados en el lavajo del Tío Bernardo para recuperar el perfil tendido característico de los estanques temporales se iniciaron con la desecación de la cubeta y recuperación de la fauna anfibia presente. Los gallipatos adultos (*Pleurodeles waltl*) se trasladaron al Centro de Conservación de Especies Dulceacuícolas de la Comunitat Valenciana, para su liberación tras la actuación. Las larvas se trasladaron a la vecina reserva de fauna de las Hoyuelas.

Tras el secado natural del sedimento del fondo de la cubeta, se extrajeron y reservaron las capas superficiales y los 10 cm de sustrato en el entorno de la misma, en una superficie de 3.500 m², por contener los propágulos de las especies de flora y fauna cuyo desarrollo se pretende fomentar. Una vez retiradas y acopiadas estas capas, se desplazó un volumen de 1.532 m³ de sustrato al interior de la cubeta, con ayuda de una retroexcavadora y una motoniveladora.

El trabajo de refinado y reperfilado, así como el extendido de los sedimentos y del sustrato reservado, se realizó con una motoniveladora. El modo de acopio de estos materiales permitió su reposición en aproximadamente los mismos lugares de los que procedían, de modo que la distribución de los propágulos de las especies de flora y fauna se alteró lo menos posible.

Reducción de la contaminación salina. La reducción de la entrada de sal en el lavajo del Jaral fue abordada mediante la instalación de 290 m lineales de pantalla antisal con perfiles metálicos y paneles de madera tratada en autoclave con una altura de 2 m. El tramo aislado ocupa toda la longitud de la intersección de la carretera con la cuenca vertiente del lavajo. La seguridad vial se ha garantizado con una bionda metálica como elemento protector. La parte inferior de la pantalla se ha enrasado al sustrato con hormigón, de modo que tanto las salpicaduras de salmuera como la sal son dirigidas a la cuneta hormigonada y exportadas de la cuenca del lavajo.

Limitación de accesos y roturaciones. Los perímetros de la propiedad pública de ambos lavajos fueron delimitados con rollizos de madera, fijados con hormigón, separados cada 1,8 m y nivelados a 0,75 m de altura. De este modo se evita la entrada de tractores y vehículos de cuatro ruedas, sin impedir usos tradicionales como el acceso al ganado.



➤ **Figura I.** Proceso de relleno de la cubeta del lavajo del Tío Bernardo. **Autor:** Ramón García Pereira.



➤ **Figura II.** Reperfilado y nivelado del lavajo del Tío Bernardo. **Autor:** Ramón García Pereira.



➤ **Figura III.** Lavajo del Jaral con la pantalla antisal instalada. **Autor:** Fernando Ramia.



➤ **Figura IV.** Pantalla antisal y bionda instalada en el lavajo del Jaral (diciembre de 2017). **Autor:** Ramón García Pereira.

Divulgación y comunicación. El proyecto de restauración de hábitats degradados en la Red Natura 2000 diseñó e instaló paneles interpretativos en cada una de las zonas restauradas. Diversas actividades de participación ciudadana desarrolladas en estas zonas atienden a este mismo objetivo (véase el apartado siguiente).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

En la página web de la Conselleria se han publicado y pueden descargarse libremente:

- Vídeo «Restauración de los lavajos de Sinarcas».
- Paneles informativos de los dos lavajos.
- Dossier divulgativo de 24 páginas con las actuaciones de restauración ejecutadas y los resultados de los indicadores bióticos y abióticos en 2017.
- Informe de seguimiento de los indicadores bióticos y abióticos en 2019.
- Dossier de buenas prácticas.

Además, los resultados del proyecto han sido publicados en García Pereira *et al.* (2019) y Peña *et al.* (2021).

También se han realizado varias actividades de participación ciudadana:

- «Conoce los lavajos de Sinarcas», realizada entre el 5 y 8 de agosto de 2017, que incluía un artículo en la revista La voz de Sinarcas, una entrevista en *Radio Sinarcas* de 30 minutos sobre los valores medioambientales de los lavajos, un taller infantil y una visita de campo a los lavajos.
- «Charcas Temporales Mediterráneas de Sinarcas y sus comunidades singulares», realizada el 11 de mayo de 2019, con charla divulgativa y suelta de triops y gallipatos en el lavajo del Tío Bernardo.

Seguimiento de la RE

El proyecto tenía prevista (y se realiza periódicamente) una evaluación de las comunidades biológicas y de los parámetros físico-químicos del agua. Los indicadores que se evalúan son:

- Recuperación de un perfil de orillas tendidas en el que la profundidad máxima de la cubeta pase a ser de 1,20 m.
- El incremento de la superficie ocupada por especies características del hábitat (clase *Isoeto-Nanojuncetea*) mediante la realización de transectos e inventarios de flora.
- Evolución de la flora acuática, teniendo en cuenta el área de inundación, la temporalidad, la composición florística de las comunidades vegetales presentes y el censo de las especies catalogadas.

- Seguimiento de la población de anfibios, especialmente de gallipato (*Pleurodeles waltl*) y sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) por su condición de especies catalogadas.
- Seguimiento de las poblaciones de macroinvertebrados característicos de los estanques temporales mediterráneos.
- Evolución de los parámetros abióticos del medio acuático (conductividad, periodos de inundación-desección, eutrofización).

También se ha aplicado la cuantificación del indicador de productividad FEDER C023 de superficie de hábitat subvencionado para mejorar su estado de conservación.

Mantenimiento

La disponibilidad de medios propios por parte del servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000 (Brigadas Natura 2000) permite realizar acciones de mantenimiento que mejoran los resultados del proyecto y minimizan los posibles efectos colaterales de diversas actuaciones. En este sentido, en los dos lavajos se han realizado acciones de desbroce selectivo y arranque de especies nitrófilas o de otras que han experimentado una proliferación excesiva (por ejemplo, *Eleocharis palustris*). Estas acciones permiten favorecer el desarrollo de las especies catalogadas presentes en estos enclaves y mantener el estado de conservación del hábitat prioritario.

Desviaciones

En el proyecto estaba prevista la instalación para la pantalla antisal y la utilización de columnas fusibles, que proporcionan la resistencia necesaria a la vez que son capaces de disminuir los daños causados ante una posible colisión en un accidente de tráfico. Durante la ejecución, la empresa adjudicataria optó por utilizar vigas de hierro IPN, también denominadas doble T. Ante esta situación, el Ministerio de Movilidad y Transporte obligó al contratista a instalar adicionalmente una bionda para que se garantizara la seguridad vial.

La lección aprendida es que la dirección facultativa debe asegurar que se cumplen estrictamente las especificaciones del pliego de prescripciones técnicas y los requisitos impuestos por los organismos, Administraciones y propietarios de los terrenos involucrados en la restauración.

Evaluación final

La intervención realizada ha permitido corregir las principales amenazas que condicionaban el estado de conservación de los lavajos de Sinarcas.

La restauración de la morfología tendida de la cubeta del lavajo del Tío Bernardo ha permitido recuperar la funcionalidad del hábitat (ciclos de inundación-desección característicos) en 6.133 m², así como la composición florística y las áreas de ocupación de sus comunidades biológicas de flora y fauna.

La actuación realizada ha permitido un incremento del 56 % de la superficie de inundación durante la primavera posterior a la ejecución del proyecto. Esto supone una notable ampliación del hábitat favorable para el desarrollo de las comunidades anfibias características. En el verano posterior a la actuación se cuantificó un incremento en el área de ocupación de estas comunidades que triplicaba la registrada el año anterior. Estos resultados se relacionan con la intervención llevada a cabo, que ha fomentado la redistribución del agua en una superficie mucho mayor.

Los transectos realizados para evaluar los efectos de la intervención sobre las comunidades vegetales mostraron pocas variaciones respecto a la composición florística. Sin embargo, la evolución poblacional del trébol de cuatro hojas (*Marsilea strigosa*), especie catalogada en peligro de extinción en el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas, ha sido muy positiva, incrementándose anualmente desde las coberturas mínimas observadas en 2015 (3 m²) hasta los cerca de 400 m² cuantificados en 2021.

En lo relativo a la fauna, se han detectado algunos microcrustáceos propios de estanques temporales que no se presentaban antes de la intervención, como *Branchipus schaefferi* y *Hemidiaptomus rubaui*.

Por su parte, el lavajo del Jaral, con una superficie de 1,3 ha, que fue aislado de los aportes de sal, ha mostrado un notable descenso de la conductividad del medio acuático hasta alcanzar un nivel normal para una charca alimentada por agua de lluvia y compatible con el mantenimiento a largo plazo de sus comunidades biológicas. La riqueza y diversidad de la flora y la fauna no ha experimentado cambios significativos respecto a los inventarios previos. No obstante, se han detectado nuevas poblaciones de tres especies de flora acuática: *Elatine brochoanii*, también catalogada en peligro de extinción a nivel regional, y las algas *Nitella syncarpa* y *Chara fragilis*. En lo relativo a la fauna, la ausencia de incorporaciones de nuevas especies colonizadoras es indicativo de un medio estable.

Por último, se espera que la delimitación perimetral de las propiedades públicas que albergan ambos lavajos impida los impactos negativos ligados al tránsito de vehículos, la roturación del terreno y el aporte de residuos.

En definitiva, la intervención ha mejorado las perspectivas de futuro con respecto al área ocupada, la estructura y funciones específicas de los dos estanques temporales mediterráneos en coherencia con los objetivos de la línea de actuación 06.04.01.01_NO del Programa Operativo 2014-2020 de la Comunitat Valenciana del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Persistencia de la zona restaurada

Las zonas restauradas son propiedad del Ajuntament de Sinarcas y están protegidas por las figuras de microrreservas de flora, declaradas por la Orden de 6 de noviembre de 2000, de la Conselleria de Medio Ambiente, por la que se declaran 23 microrreservas vegetales en la provincia de Valencia, y espacio protegido Red Natura 2000 como zona especial de conservación (ZEC), de acuerdo con el Decreto 127/2015, de 31 de julio, del Consell, por el que se declaran como zonas especiales de conservación (ZEC) los lugares de importancia comunitaria (LIC) Lavajos de Sinarcas, Marjal de Nules y Marjal dels Moros, y se aprueban las normas de gestión para dichos LIC y para la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) Marjal dels Moros.

Presupuesto y financiación

64.949,88 €. Actuación cofinanciada por el fondo europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y la Conselleria de Infraestructuras, Medio Ambiente, Territorio y Vivienda. Dirección General de Medio Natural y de Evaluación Ambiental. Servicio de Vida Silvestre.

Sistemas de control

Auditoría interna de la Generalitat Valenciana.

Auditoría realizada por una empresa externa del fondo FEDER de comprobación administrativa y en campo de la restauración efectuada.

Cualificación del personal

Proyecto redactado por un doctor en biología y un ingeniero de montes.

La ejecución fue dirigida por un ingeniero técnico forestal y el jefe de obra es ingeniero de montes. Los maquinistas eran profesionales con experiencia que contrataron del mismo pueblo, Sinarcas. El resto de los operarios eran personal en plantilla de la empresa ejecutora.



> **Figura V.** Lavajo del Tío Bernardo restaurado (enero de 2017).
Autor: Ramón García Pereira.



> **Figura VI.** Lavajo del Tío Bernardo restaurado (mayo de 2019).
Autor: Julio Estela.

Más información

Referencias:

Vídeo divulgativo de la restauración de los lavajos de Sinarcas (disponible en castellano, valenciano e inglés). Disponible en: <https://n9.cl/4u7d9>

Paneles informativos de los dos lavajos:

<https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172887620/Panel+informativo++Lavajo+del+Jara+l++Sinarcas+2017.pdf/4006f5a9-f382-433c-9f30-a9ec4703a678?t=1617796221743>

<https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172887620/Panel+informativo++Lavajo+del+T%C3%ADo+Bernardo++Sinarcas+2017.pdf/2d9d695d-ac74-4698-bbfe-7c44078ca-6d8?t=1617796287319>

Dosier divulgativo de 24 páginas con las actuaciones de restauración ejecutadas y los resultados de los indicadores bióticos y abióticos en 2017. Disponible en: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172912430/2017+Dosier+Restauraci%C3%B3n+del+h%C3%A1bitat+3170+de+estanques+temporales+ZEC+Lavajos+de+Sinarcas.pdf/0ac31a96-9b08-4d17-ac09-e72b7a-5d889a?t=1651223648097>

Informe de seguimiento de los indicadores bióticos y abióticos en 2019. Disponible en: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172913996/2019+Informe+Evoluci%C3%B3n+del+LIC+Lavajos+de+Sinarcas+tras+la+restauraci%C3%B3n+de+2016.pdf/d6f2d38d-c040-4c03-a18a-0a3bcce35728?t=1651223645082>

Dosier de buenas prácticas en la restauración de los lavajos de Sinarcas. Disponible en: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172887620/Buena+Pr%C3%A1ctica+del+Programa+Operativo+-+FEDER+Comunitat+Valenciana+2014-2020%2C+Lavajos+de+Sinarcas.pdf/0d3284a8-94df-48be-864b-a694390dc32e?t=1616597354431>

Además, los resultados del proyecto han sido publicados en:

R. García Pereira, R. *et al.* S. (2019) Fondos europeos y restauración de hábitats en la Comunidad Valenciana, *Revista Quercus*, 402, pp. 26-33. Disponible en: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172887620/2019+Art%C3%ADculo+revista+Quercus+n%C2%BA+402+Restauraci%C3%B3n+de+h%C3%A1bitats+valencianos+con++fondos+FEDER.pdf/9a41f20c-95be-45d9-8364-6eaded98c72f?t=1611745864754>

Peña, C. *et al.* (2021) Seguimiento y evaluación de las actuaciones de restauración del hábitat “Estanques temporales mediterráneos” en la Zona Especial de Conservación “Lavajos de Sinarcas”, *Oleana: Cuadernos de Cultura Comarcal*, 36, pp. 533-556.

Autores: Ramón García Pereira y Simón Fos Martín (Técnicos de Red Natura 2000. VAERSA).



Nombre del proyecto

PROYECTO LIFE ADAPTAMED LIFE14 CCA/ES/000612. ACCIÓN C5. BASES ECOLÓGICAS PARA LA RESTAURACIÓN DE LOS ENEBRALES-PIORNALES DE LA ALTA MONTAÑA MEDITERRÁNEA

Localización/Ámbito de actuación

Con independencia de que el proyecto LIFE Adaptamed se desarrolle en tres espacios naturales (Doñana, Cabo de Gata y Sierra Nevada), esta acción en concreto tiene lugar exclusivamente en Sierra Nevada. Concretamente, en los municipios de Bérchules y de Güejar Sierra (ambos en la provincia de Granada). Las localidades en donde se ha desarrollado la presente actuación de restauración se encuentran dentro de los límites del parque nacional de Sierra Nevada.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Entidades responsables: Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul de la Junta de Andalucía, Universidad de Granada (a través del Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía) y Agencia de Medio Ambiente y Agua.

Financia: Comisión Europea a través de fondos LIFE (financia el 59,29 %).

Entidad/es socia/s del proyecto

El proyecto LIFE Adaptamed ha sido liderado por la Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul de la Junta de Andalucía. Los beneficiarios asociados han sido la Universidad de Granada, la Universidad de Almería, la Estación Biológica de Doñana (CSIC), la Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía, el Parque de las Ciencias de Andalucía y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. En el apartado anterior se indican las entidades promotoras de la acción C5, que es la que se describe en el presente documento.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Abril de 2016-diciembre de 2021.



Figura 1. Laderas de la vertiente sur de Sierra Nevada, en donde la reducción de la superficie ocupada por el enebro ha sido especialmente importante. En primer plano, aparece una acequia tradicional de careo (acequia alta de Pitres, parque nacional de Sierra Nevada). **Autor:** José Miguel Barea.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

El tipo de degradación se corresponde con la categoría de «Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca», siendo en este caso alteraciones esencialmente ocasionadas por la actividad ganadera tradicional en la montaña.

Los enebrales de Sierra Nevada han sido sometidos a diversos tipos de perturbaciones antrópicas durante siglos, provocando una regresión en su área de distribución. Tradicionalmente, los enebrales y los piornales en la alta montaña se quemaban para favorecer la generación de zonas de pastoreo. A este tipo de perturbaciones se han sumado los desmontes ocasionados para el trazado de pistas de esquí y la apertura de carriles. Estas alteraciones han provocado una considerable reducción y fragmentación del área de distribución del enebro en Sierra Nevada, agravando sus problemas de regeneración en el actual contexto de cambio climático.

Ecosistemas afectados

Los matorrales de alta montaña considerados en el marco de esta acción de restauración forman parte de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats) (código «5120. Formaciones montañas de *Cytisus purgans*», del anexo I). Dentro de estas formaciones, el enebro tiene un importante papel estructural, por su abundancia, y funcional, ya que contribuye al sostenimiento de poblaciones de aves y mamíferos frugívoros.

Motivación para desarrollar el proyecto

Las zonas montañosas de la cuenca mediterránea albergan la mayor diversidad botánica de Europa y una de las mayores riquezas en especies vegetales de toda la Tierra. Las montañas mediterráneas son islas ecológicas que acogen, en sus hábitats más húmedos y fríos, poblaciones aisladas de especies que se expandieron hacia Europa meridional en diferentes momentos de las glaciaciones. El enebro (*Juniperus communis*), una gimnosperma ampliamente extendida en el Hemisferio Norte, es un claro ejemplo de este patrón de distribución geográfica. En Sierra Nevada aparece principalmente en laderas orientadas hacia el norte, entre los 1.800 y los 3.000 m. En estas zonas, el enebro forma parte de los denominados enebrales-piornales, junto a los piornos (*Genista versicolor*, *Cytisus galianoi*). Estos enebrales tienen un alto valor ecológico, tanto por la abundante fauna y flora endémica asociada, como por los diferentes servicios ecosistémicos que ofrecen, por ejemplo, su capacidad para retener suelos o su uso tradicional como áreas de pastoreo estival. El motivo del proyecto fue diagnosticar el estado de salud de los enebrales en Sierra Nevada, y aplicar el conocimiento científico existente para implementar medidas de conservación y restauración que favorezcan la regeneración y expansión poblacional en un contexto de cambio global.

La motivación para desarrollar el proyecto responde, por un lado, a una necesidad legal desde el punto de vista de recuperación de un hábitat incluido en el anexo I de la Directiva Hábitats, que a su vez alberga especies incluidas en sus anexos II y IV y en el anexo I de la Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (Directiva Aves). Esta actuación se enmarca en un proyecto LIFE que ha sido impulsado como parte de una estrategia de la Administración con competencias en materia medioambiental en coordinación con grupos de investigación con intereses comunes a esta estrategia de restauración ecológica.

Diagnóstico ecológico

Los enebros en Sierra Nevada muestran una gran resistencia a la sequía estival, así como al ramoneo y pisoteo de herbívoros. Sin embargo, los enebros apenas regeneran sus poblaciones en la montaña mediterránea, siendo frecuentes los individuos longevos y de gran tamaño, muchos de ellos senescentes, mientras que son muy escasas las plántulas e individuos juveniles. Esto es debido a la gran dificultad que tienen sus semillas para germinar, y las plántulas para sobrevivir, en las condiciones ecológicas en las que vive. La alta montaña mediterránea impone tres restricciones fundamentales a la capacidad de reproducción y regeneración de los enebros: i) una limitación en el número de semillas viables, debido al aborto y depredación; ii) una limitación espacial para el reclutamiento, ya que sólo una muy pequeña fracción del hábitat de la alta montaña presenta microhábitats con humedad suficiente para la germinación de las semillas y el establecimiento de las plántulas, debido a la alta mortalidad de plántulas causada por la sequía estival; y iii) una limitación temporal, ya que la gran mayoría de los años son demasiado secos para que se produzca reclutamiento. Todos estos factores determinan un colapso de la regeneración natural en las actuales condiciones climáticas de la montaña mediterránea. A pesar de todo, los enebrales nevadenses sobreviven gracias a la extraordinaria longevidad de los individuos establecidos, que se comportan como fósiles vivientes fuera del ambiente ecológico que permitiría su regeneración poblacional.

Hemos abordado la gestión adaptativa de los enebrales de Sierra Nevada en el marco del proyecto LIFE Adaptamed, que se centra en desarrollar, implementar, monitorear, evaluar y difundir medidas de gestión adaptativa, centradas en asegurar la provisión de servicios ecosistémicos clave como el secuestro de carbono, la retención de suelos, producción de pastos, conservación y puesta en valor de la biodiversidad, depuración y almacenamiento de agua, prevención de incendios forestales y reducción de la desertificación. Para ello, las acciones del proyecto van dirigidas a aumentar la resiliencia de los ecosistemas ante el cambio climático y otras presiones de origen antrópico, fomentando los mecanismos naturales de regeneración.



➤ **Figura II.** El enebro de montaña (*Juniperus communis*) es una especie con un papel esencial en el mantenimiento de la biodiversidad en los matorrales presentes en la alta montaña mediterránea (Cabecera de la cuenca del río Genil, Parque Nacional de Sierra Nevada). **Autor:** José Miguel Barea.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

La actuación ha sido diseñada con un enfoque netamente demostrativo y se enmarca en el ámbito de la restauración ecológica atendiendo a los objetivos en continuo de la *Society for Ecological Restoration* (SER). Esta actuación se ubica dentro de esos objetivos en la fase de recuperación progresiva de los ecosistemas naturales. De forma más concreta, el objetivo es sentar las bases científico-técnicas que permitan la planificación de acciones de restauración con el mejor criterio posible. Para restaurar el enebral en la alta montaña de Sierra Nevada, hay que identificar los microhábitats más adecuados para la siembra de semillas y/o plantación. En el marco del cambio climático actual, con sequías más frecuentes y severas, el enebral tiene un problema muy serio de regeneración natural en Sierra Nevada, debido a limitaciones reproductivas y demográficas. El impacto humano en la montaña (quemadas, desmontes) ha provocado una disminución sustancial del área antaño ocupada por los enebrales montanos. Diferenciamos dos tipos de propuestas de restauración:

- Propuestas de restauración centradas en la gestión de semillas y plántulas: se ha desarrollado un sistema experimental que nos permite evaluar las diferentes opciones de gestión (siembras vs. plantaciones, lugares, métodos de siembra o plantación y otros aspectos relacionados con la obtención y manejo de la semilla y la plántula). Esto involucra la descripción de los mecanismos de colecta de semillas más adecuados, las fechas de desarrollo de las diferentes etapas de la actuación, los tiempos de maduración de la planta y otros factores a tener en cuenta.
- Propuestas de restauración a nivel de paisaje: se ha profundizado en el concepto de soluciones basadas en la naturaleza y en el mantenimiento de los usos tradicionales para emplear las acequias de careo de Sierra Nevada como elementos del paisaje, con potencial para favorecer la capacidad de regeneración del enebro. Las acequias tradicionales de careo conducen el agua desde la alta montaña a lo largo de las laderas hasta las zonas medias y bajas. Para ello, el agua se infiltra en el terreno en zonas especialmente permeables y simas (siembra de agua) para que discurra a través de un flujo de agua superficial hasta las fuentes y cultivos ubicados en las proximidades de los núcleos de población. Estas estructuras tienen una antigüedad de más de cinco siglos en algunos casos. La distribución de agua a lo largo de las laderas incrementa la productividad vegetal a su paso y facilita la distribución de aportes hídricos favoreciendo de forma local la regeneración del enebro.

Marco legal

El marco legal lo establecen la propia Directiva Hábitats y la normativa que rige la gestión del propio Parque Nacional de Sierra Nevada: Plan Rector de Uso y Gestión y Plan de Ordenación de los Recursos Naturales.

Acciones de restauración

Siembra de semillas. Se realizaron siembras de semillas en dos zonas de Sierra Nevada, cara norte (2.160 m de altitud) y cara sur (2.500 m de altitud). En cada zona se establecieron diferentes réplicas separadas al menos 100-300 m. En cada réplica se instalaron puntos de siembra en los siguientes microambientes: i) bajo enebro (bajo el dosel de enebro adulto); ii) bajo piorno (bajo el dosel de piorno) (estos dos primeros microambientes solamente se incluyeron en la cara norte); iii) bajo roca (a la sombra de rocas); iv) prados húmedos, junto a cursos de agua (fuentes, borreguiles, acequias); y v) pastizal (espacios abiertos entre vegetación leñosa). Cada punto de siembra (10 en cada microambiente) consistió en cuadrados de 20 x 30 x 5 cm, protegidos contra depredadores de semillas con malla galvanizada de 1 cm de luz. Se establecieron un total de 150 puntos de siembra en cara norte (10 puntos de siembra x 5 microambientes x 3 réplicas), y 60 en cara sur (10 puntos de siembra x 3 microambientes x 2 réplicas). En cada punto de siembra se sembraron 15 semillas de enebro y 15 semillas de agracejo (*Berberis hispanica*), que es una especie que acompaña al enebro en Sierra Nevada. Las semillas fueron colectadas por personal del proyecto en las mismas zonas en las que se realizó la plantación. Las siembras con carácter experimental se llevaron a cabo sobre una superficie aproximada de unas 20 ha.

Plantaciones. Se realizaron plantaciones de individuos de 3-6 savias de enebro (n = 109), sabina (n = 130) y agracejo (n = 126). Las plantaciones se realizaron aprovechando los hoyos que ya estaban hechos en una parcela cercada situada a 2.260 m en una zona del enebreal de la Loma del San Juan (cara norte de Sierra Nevada), que se quemó en el año 1983, y donde ha crecido un piornal con una cobertura considerable. Dicha parcela se cercó en el año 2008, dejando los hoyos de plantación hechos y preparados para una plantación que no llegó a hacerse. Los plántones provenían de semillas colectadas por nosotros mismos en las zonas de actuación. Estas semillas fueron recolectadas de excrementos de mirlo capiblanco (*Turdus torquatus*), preparadas y germinadas en el vivero de La Resinera (Red de viveros de la Junta de Andalucía). La planta fue posteriormente madurada durante un año en el Jardín Botánico Hoya de Pedraza (1.900 m), muy cerca de la zona de la plantación. La plantación fue realizada por voluntarios en un proceso de participación ciudadana con el valor añadido como la actividad de educación ambiental. Las plantaciones afectaron a una zona muy concreta y reducida de no más de 4 ha.

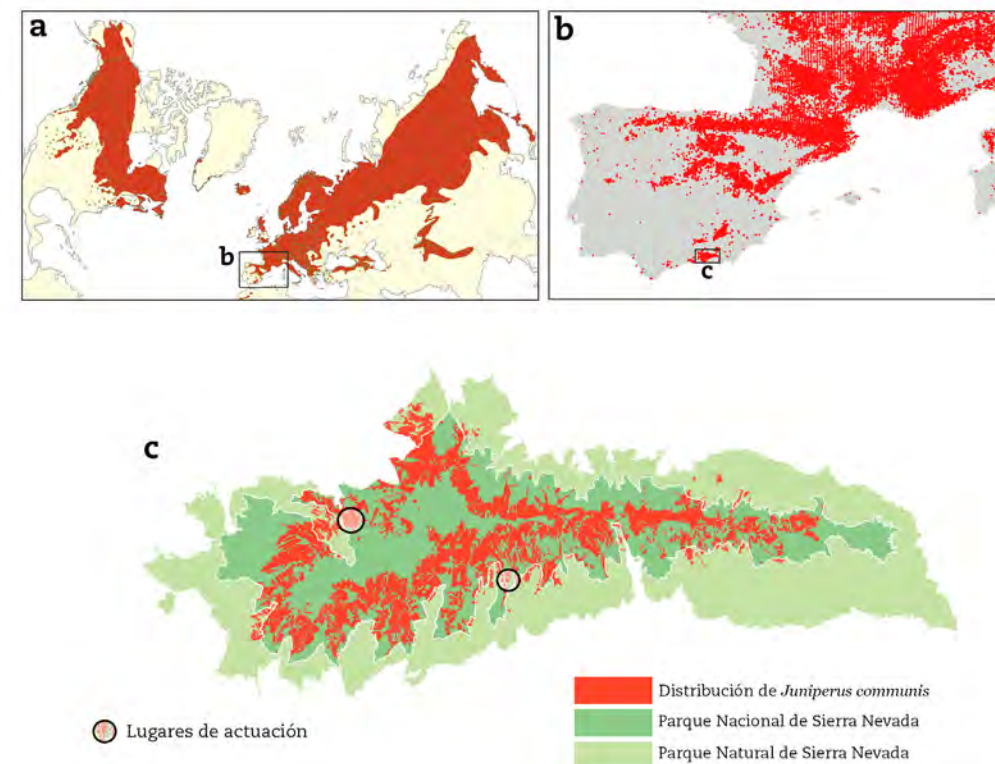


Figura III. Distribución del enebro a nivel global (a), a nivel del mediterráneo occidental (b) y a nivel de Sierra Nevada (c). Se enfatizan las dos áreas en donde se han llevado a cabo las experiencias de restauración ecológica. **Autoría:** Zamora et al. (2022) Los enebrales de la alta montaña de Sierra Nevada: conservación y restauración.

Restauración de acequias tradicionales de careo. Se han restaurado dos acequias tradicionales de careo como experiencia demostrativa para el empleo de estas infraestructuras como solución basada en la naturaleza (véase el apartado «Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia»). Los trabajos de restauración de las acequias se han implementado sobre 7.200 m lineales y se han centrado en facilitar el paso del agua, eliminando obstáculos, minimizando las pérdidas de agua e implantando medidas que faciliten el flujo. Para ello se ha adecuado el lecho eliminando el material de relleno. Los márgenes también han sido corregidos.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

La participación de grupos de interés en esta actuación se supedita al marco de colaboración establecido con las comunidades de regantes, para propiciar el mantenimiento de las acequias tradicionales de careo que han sido empleadas como ejemplos de soluciones basadas en la naturaleza (véase más arriba). En este sentido, las actuaciones de restauración de las acequias de careo se han diseñado de forma coordinada con los regantes, con los cuales se ha definido una estrategia de mantenimiento a medio plazo.

Seguimiento de la RE

Una vez realizada la siembra o plantación, resulta imprescindible hacer un seguimiento periódico para determinar las causas de mortalidad de los plántones, especialmente aquellas que sí pueden controlarse como, por ejemplo, la presión ganadera o la gestión de las acequias de careo, que puedan ser compatibles con una regeneración adecuada de las poblaciones de enebro.

Mantenimiento

El conocimiento existente indica que la disponibilidad hídrica es un factor esencial para la germinación del enebro y, en este contexto de ciclos de sequía cada vez más frecuentes, los aportes hídricos de las acequias de careo pueden resultar cruciales. Estas acequias funcionan como bebederos para las aves que dispersan las semillas del enebro. Por lo tanto, en los márgenes de las acequias de montaña se produce una concentración considerable de semillas, que tienen mayores probabilidades de germinar que las situadas en lugares más secos. Por otra parte, la distribución longitudinal, manteniendo la pendiente, de las acequias por multitud de laderas de la sierra hace que aparezcan como verdaderas infraestructuras verdes, lineales y dendríticas, con una gran capacidad de transmitir con rapidez los procesos ecológicos (en este caso, la regeneración del enebro) a escala de toda Sierra Nevada.

Desviaciones

No se han detectado desviaciones en el desarrollo de esta actuación.

En cuanto a las lecciones aprendidas, hay que tener en cuenta que la evaluación final del éxito de la actuación va a depender de los resultados que se desprendan del seguimiento futuro de la supervivencia de plantones. Dicho esto, la evaluación provisional permite avanzar una serie de conclusiones que se pueden resumir a dos niveles:

Acciones específicas:

- La estrategia basada en la plantación es más recomendable que la basada en la siembra de semillas.
- Para la plantación hemos de recoger semillas en campo en buen número a partir de excrementos de mirlo capiblanco. Los mirlos comen preferentemente arcéstidas con semillas sanas, lo que permitirá una mayor eficiencia en el proceso de germinación. Hasta el cuarto año no dispondremos de planta lignificada y lista para ser trasladada al campo con ciertas posibilidades de supervivencia. Ello implica que la plantación no se realizará hasta pasados 4-6 años desde el momento de la colecta de las semillas. La plantación en campo ha de venir precedida por ciertas actuaciones de preparación del terreno. Inicialmente, se debería vallar el perímetro del área de plantación a fin de evitar el impacto de los herbívoros. Posteriormente, se recomienda realizar el ahoyado de forma que se genere un pequeño alcorque o microcuenca en donde se facilite la conservación de la humedad y la recogida de aguas superficiales. Una vez instalada la planta, es recomendable rodear el plantón de piedras que ayuden a minimizar la evapotranspiración y permitan conservar algo de humedad en el entorno de la planta. Las plantaciones deberían distribuirse en diferentes años para incrementar la probabilidad de coincidir con algún periodo más húmedo. Es recomendable realizar las plantaciones a comienzos de otoño, antes de que el suelo empiece a congelarse durante la noche.
- Es necesario tener en cuenta que es imprescindible esperar varias décadas para poder ver un enebro restaurado que comience a consolidarse, y el proceso hasta llegar a ese punto será costoso.

Acciones de carácter general para la conservación de los enebrales-sabinars de Sierra Nevada:

- Protección estricta de las poblaciones y ejemplares de enebro y sabina que todavía existen en la alta montaña. La extrema longevidad de los individuos garantiza la persistencia de las poblaciones en el actual ambiente climático hostil, siempre y cuando se respete a los enebros ya establecidos. Esta recomendación es incompatible con realizar más desmontes para carriles o pistas de esquí que obliguen a arrancar enebros o sabinas.



Mirlo capiblanco



Plántula de enebro



Enebro adulto que se ha desarrollado junto a una acequia

Figura IV. Funcionamiento de un sistema de acequias de careo a lo largo de la ladera, mostrando sus implicaciones en la propagación del enebro. Las acequias constituyen bebederos que atraen a los mirlos capiblanco (*Turdus torquatus*) (a) y por tanto sus márgenes reciben una buena cantidad de semillas. Los aportes hídricos de la acequia incrementan la probabilidad de supervivencia de las semillas (b) y es de esperar que repercutan positivamente sobre el estado fisiológico de los enebros adultos (c). **Autoría:** Zamora et al. (2022) Los enebrales de la alta montaña de Sierra Nevada: conservación y restauración.



Figura V. Cartel situado sobre el terreno en donde se explica el funcionamiento del ecosistema que ha sido restaurado desde una perspectiva de provisión de servicios ecosistémicos. (Valle del río San Juan, parque nacional de Sierra Nevada). **Autor:** José Miguel Barea.

- Mantenimiento de las acequias tradicionales de «careo» para proporcionar un extra de humedad edáfica durante el verano, que ayude a la regeneración y expansión natural de los enebrales y su comunidad asociada. Las acequias de careo actúan como verdaderas infraestructuras verdes en la alta montaña, favoreciendo la regeneración del enebro en toda Sierra Nevada.
- Seguimiento del estado de conservación de los enebrales-piornales nevadenses, de su dinámica de expansión altitudinal y de su capacidad de colonización de antiguas terrazas de cultivo, carriles y pistas de esquí, mediante el uso de teledetección (sensores remotos) en combinación con la evaluación *in situ* de campo. Dichos seguimientos se deben hacer a lo largo de todo el gradiente altitudinal de los enebrales y en todas las vertientes de Sierra Nevada, centrándose en el límite altitudinal superior, que es de donde menos información se dispone actualmente y más puede afectar el cambio climático.

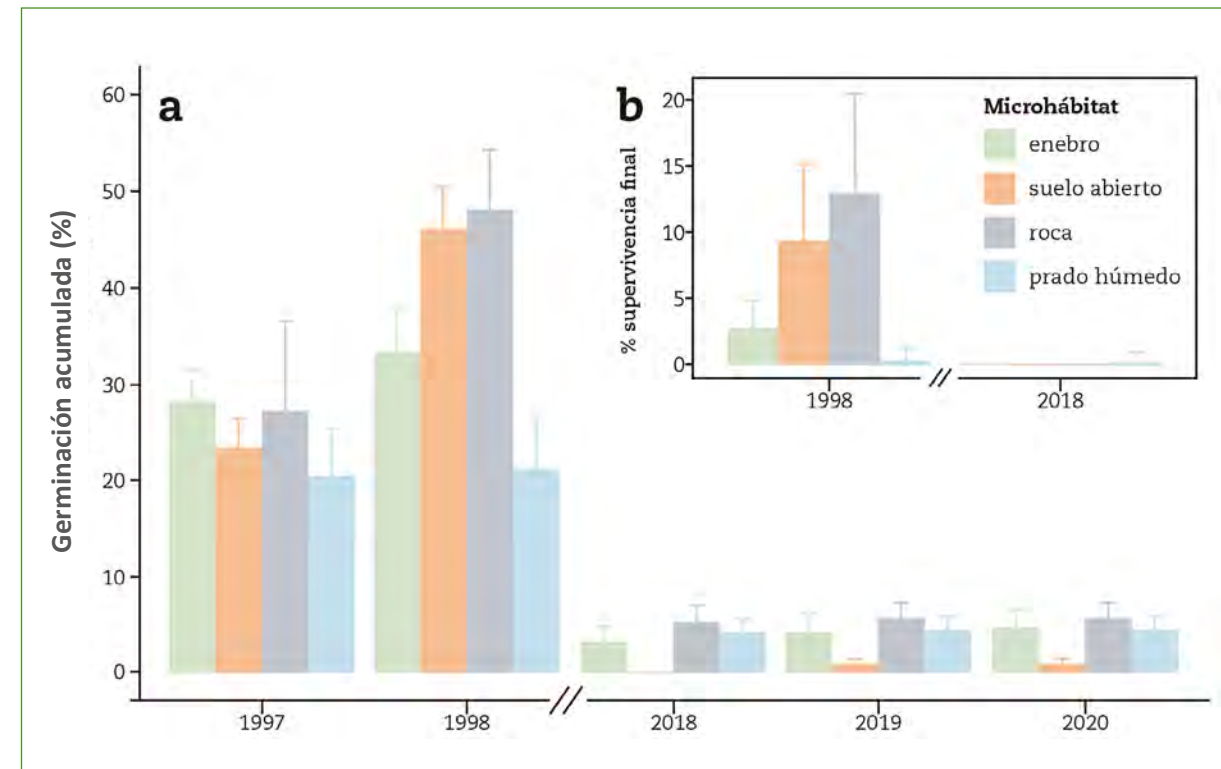
- Conservación estricta de las especies de aves que dispersan sus semillas, especialmente en la situación actual donde sus poblaciones han disminuido mucho en comparación con hace 30-40 años. Hay que evitar toda actividad que ahuyente a estas aves durante su corta estancia en los enebrales de Sierra Nevada.
- Puesta en marcha de acciones de restauración con una planificación a largo plazo, y un seguimiento de los resultados siguiendo un modelo de gestión adaptativa que nos permita aprender de los resultados obtenidos. Dichas actuaciones deben considerar la necesidad de hacer siembras y plantaciones durante varios años seguidos, buscando algún año climatológicamente favorable. La información obtenida, junto a toda la información científica ya existente, nos permitirá diseñar y poner a punto una herramienta de apoyo a la toma de decisiones similar a la que ya hemos elaborado para la gestión de los pinares de repoblación en Sierra Nevada (por ejemplo [diveRpine: Diversification of Pine plantations](#)).
- Tanto las actividades de siembra y plantación como los seguimientos de aves dispersantes, se pueden incorporar en proyectos de ciencia ciudadana que sirvan para hacer partícipe a la sociedad de la problemática de conservación y de los impactos que amenazan a los enebrales en Sierra Nevada.
- Las acciones de conservación y restauración de los enebrales en Sierra Nevada deben ser un espacio de colaboración que, partiendo de la transferencia de conocimiento científico, potencie el diseño, aprendizaje y la participación.

Evaluación final

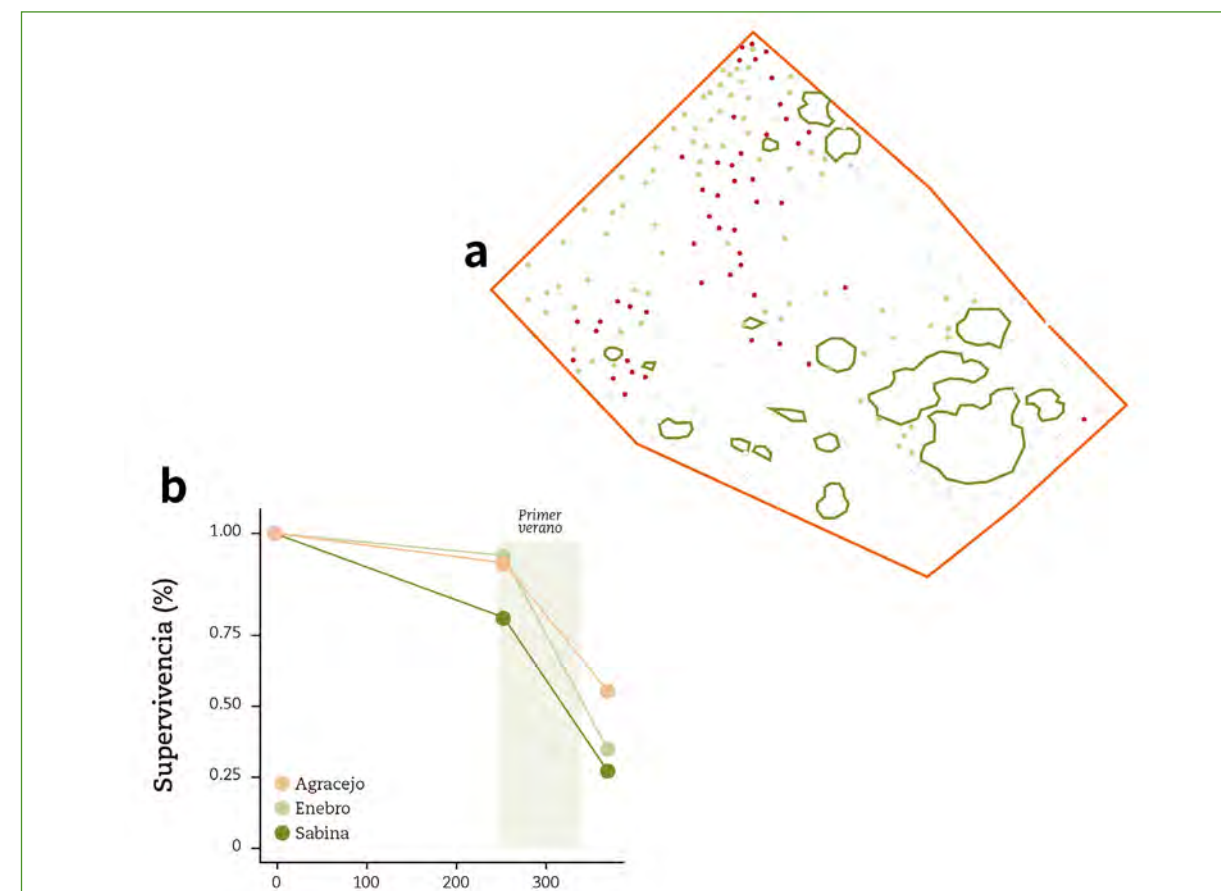
Siembras. Se colectaron semillas en campo, se trataron y se usaron 3.150 semillas de enebro y 3.150 semillas de agracejo que fueron sembradas en campo.

La supervivencia anual de las siembras ha presentado valores inferiores al 10 % en los diferentes microambientes (**figura VIa**). La comparación con otras experiencias previas de siembra ha puesto de manifiesto la gran importancia de la climatología tras la siembra (**figura VIb**).

Plantaciones. Parte de las semillas colectadas en campo fueron sembradas en bandeja forestal para la obtención de planta. Se obtuvo un total de 109 individuos de enebro, 130 individuos de sabina y 126 agracejo, que fueron plantados en campo. Los resultados preliminares son esperanzadores, ya que casi la mitad de los plantones han sobrevivido en su primer año (siendo el primer año, 2020, particularmente seco con precipitaciones claramente por debajo de la media).



➤ **Figura VI.** Comparativa de la germinación acumulada (a) y supervivencia final de plántulas (b) en dos periodos de tiempo: 1996-1998 y 2018-2020. **Autoría:** Zamora et al. (2022) Los enebrales de la alta montaña de Sierra Nevada: conservación y restauración.



➤ **Figura VII.** Esquema de las plantaciones de enebro (a) y resultados a lo largo del primer año desde la plantación (b). La supervivencia, como es de esperar, se reduce con el transcurso del tiempo, aunque más de uno de cada cuatro enebros, sabinas y agracejos sobreviven tras el crítico primer verano. **Autoría:** Zamora et al. (2022) Los enebrales de la alta montaña de Sierra Nevada: conservación y restauración.

Persistencia de la zona restaurada

Las zonas restauradas forman parte del parque nacional de Sierra Nevada. El lugar en donde se han llevado las actuaciones de mayor importancia forma parte de la finca pública Dehesa de San Juan, propiedad del Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Las instituciones involucradas han dejado patente su interés en la actuación de restauración y su compromiso para apoyar un mantenimiento en el largo plazo. En el plan Post-LIFE de LIFE Adaptamed se incluye una relación pormenorizada de los compromisos de la Administración medioambiental andaluza, y del resto de los socios de dicho proyecto, para maximizar las posibilidades de mantenimiento a largo plazo de esta y otras acciones de restauración desarrolladas.

Presupuesto y financiación

Programa LIFE, adaptación al cambio climático (LIFE Adaptamed Acción C5 LIFE14 CCA/ES/000612). CE Financia el 59,29 %.

Inversión en la actuación para la restauración de matorrales de alta montaña (acción C5): 88.901 €.

Sistemas de control

No se han utilizado estándares o sistema de certificación alguno.

Cualificación del personal

El personal involucrado comprende un equipo multidisciplinar de profesionales del ámbito académico (personal investigador y técnico) y del ámbito de la gestión (personal técnico de la Administración medioambiental andaluza). El equipo está formado esencialmente por licenciados en ciencias biológicas e ingenieros de montes. La labor de este equipo no se ha ceñido exclusivamente al diseño metodológico de la experiencia y al análisis de la información generada, sino que, además, se ha realizado trabajo de campo de colecta de semillas, siembra y plantación, se ha mantenido la interlocución con los grupos locales de interés y se ha procurado coordinación con otras acciones del proyecto LIFE Adaptamed relacionadas con la restauración del matorral de montaña. Esto es, con acciones de gobernanza, voluntariado, educación ambiental y comunicación y difusión de resultados, entre otras. Así mismo, la restauración de las acequias tradicionales ha sido llevada a cabo por cuadrillas especializadas en este tipo de actuación. La restauración de estas infraestructuras hidráulicas se realiza empleando técnicas específicas basadas en el conocimiento tradicional que se transmite entre generaciones. Un equipo de voluntarios colaboró en el proceso de plantación de enebros, sabinas y agracejos.

Más información

Fuente de las figuras I-IV:

Zamora, R. *et al.* (2022) *Los enebrales de la alta montaña de Sierra Nevada: conservación y restauración*. Granada: Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (Junta de Andalucía)-Universidad de Granada.

URI:

<http://hdl.handle.net/10481/73929>

Web:

<https://www.lifeadaptamed.eu/>

Autores: Regino Zamora Rodríguez (Universidad de Granada); José Miguel Barea Azcón (Agenda de Medio Ambiente y Agua), Antonio Jesús Pérez-Luque (Estación Experimental del Zaidín, CSIC); Rut Aspízu Cantón (Agencia de Medio Ambiente y Agua); Blanca Ramos Losada (Espacio Natural de Sierra Nevada, Junta de Andalucía); y Francisco Javier Cano-Manuel León (Delegación Provincial de Granada de la Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul, Junta de Andalucía).



Nombre del proyecto

LIFE CAÑADAS

Localización/Ámbito de actuación

Comunidad de Madrid: red de vías pecuarias de la campiña silíceo (arcosas silíceas), en la zona central de la comunidad.

Cañada Real Conquense a su paso por la provincia de Cuenca.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Comisión Europea (Programa LIFE).

Entidad/es socia/s del proyecto

Universidad Autónoma de Madrid; Dirección General de Agricultura, Ganadería y Alimentación de la Comunidad de Madrid; Dirección General de Medio Natural y Biodiversidad de Castilla-La Mancha; Sociedad Española de Ornitología; y Asociación Campo Adentro.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

15 de octubre de 2019-30 de junio de 2024.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. El abandono progresivo de la trashumancia ha dado lugar al deterioro de muchas vías pecuarias, que se han visto invadidas por cultivos o espacios urbanos, experimentando un fuerte incremento del tráfico motorizado, con la consiguiente erosión del suelo y la degradación de sus hábitats.

Ecosistemas afectados

El hábitat predominante en el interior de las vías pecuarias ibéricas bien conservadas es el pastizal xerofítico mediterráneo de anuales y vivaces (*Thero-Brachypodietea*), de interés prioritario en la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats) (código 6220), si bien arbolado disperso y manchas arbustivas son también comunes.

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación para desarrollar el proyecto LIFE Cañadas nace del interés del grupo de investigadores/as de la Universidad Autónoma de Madrid, tras más de una década de investigación sobre el estado de conservación de vías pecuarias y sus efectos sobre la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas. En línea con lo que establece la Ley 3/1995, de 23 de marzo, de Vías Pecuarias, el partenariado del proyecto (integrado también por las Administraciones públicas competentes y otras organizaciones no gubernamentales sin ánimo de lucro), consideramos las vías pecuarias como corredores ecológicos, esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres. El mantenimiento o recuperación de los movimientos de ganado en las mismas, así como la restauración de sus hábitats propios y funciones ecológicas, son las principales motivaciones para desarrollar el proyecto LIFE Cañadas.

Diagnóstico ecológico

El diagnóstico sobre el estado de conservación de las vías pecuarias se realizó mediante cinco grupos de variables, informativas de: i) la integridad de la vía pecuaria; ii) el mantenimiento de la actividad ganadera trashumante y, en su caso, las posibilidades de recuperarla; iii) el grado de conservación del suelo; iv) la heterogeneidad espacial y diversidad de hábitats; y v) la diversidad taxonómica y funcional de algunas taxocenosis de especial valor como indicadores. Se detectó una grave pérdida de la superficie propia de las vías pecuarias por ocupaciones y usurpaciones de diverso tipo, además de un importante deterioro de sus hábitats, principalmente por la pérdida de herbivoría (y el consiguiente embastecimiento de los pastizales) y por el uso motorizado descontrolado, responsable de la compactación, erosión y deterioro general de los suelos.

Hay más detalles sobre los diagnósticos ecológicos de ambas zonas de estudio en la [web del proyecto](#).



➤ **Figura 1.** Aspecto previo a las intervenciones de un tramo de vía pecuaria (Vereda de Castilla a su paso por Alcorcón) afectado por problemas de compactación, erosión y degradación de suelos.
Autores: Francisco Martín Azcárate y Violeta Hevia Martín.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El diagnóstico socioecológico realizado sobre las dos áreas de intervención (la Cañada Real Conquense y la red de vías pecuarias de la Comunidad de Madrid) permitió definir objetivos de restauración específicos para cada zona.

Para la Comunidad de Madrid, se plantearon seis objetivos de restauración, relacionables de la siguiente manera en el continuo de actividades de la Society for Ecological Restoration (SER):

- En el marco de la **reducción de impactos**, se plantearon **mejoras en la gestión** que permitieran, en una serie de tramos críticos: i) la detención del deterioro del suelo causado por el tráfico rodado fuera de las pistas principales; y ii) la devolución del uso ganadero en tramos donde este se había abandonado, deteniendo así el proceso de embastecimiento de la vegetación herbácea.
- En los marcos de la **remediación y rehabilitación**, se plantearon otros cuatro objetivos centrados en la **reparación de la funcionalidad** de la red de vías pecuarias: iii) la recuperación de la conectividad para una parte de la red, estableciendo corredores principales en los que vuelva a moverse ganado entre espacios de la RN2000; iv) el establecimiento de una red de tramos clave que, a modo de *stepping stones*, reactiven la recuperación de las funciones de reservorio de biodiversidad e infraestructura verde; v) la recuperación de elementos estructurales clave para la restauración de los hábitats propios de las vías pecuarias (p. ej., tapias de piedra seca, niales para abejas silvestres, etc.); y vi) la reactivación de otros procesos ecológicos fundamentales (p. ej., dispersión de semillas) para la restauración de los hábitats propios de las vías pecuarias, generando así mosaicos entre espacios ocupados por pastizales y espacios ocupados por leñosas.

Para la Cañada Real Conquense, se plantearon cuatro objetivos de restauración:

- En el marco de la **reducción de impactos**: i) la recuperación de zonas actualmente invadidas y que dificultan el movimiento de los rebaños, eliminando intrusiones o buscando alternativas a los obstáculos existentes; y ii) la mejora del estado actual de conservación de la vía pecuaria en el tramo correspondiente a la provincia de Cuenca, asegurando el mantenimiento de su anchura oficial y la disponibilidad de pasto suficiente para el ganado.
- En el marco de la **remediación y rehabilitación**, se plantea contribuir a la mejora de la **funcionalidad** de la cañada mediante actuaciones que permitan: iii) un aumento de los rebaños trashumantes que utilizan el corredor (p. ej., mediante la recuperación de refugios y otras infraestructuras ganaderas); y iv) un aumento de los puntos de agua en todo el recorrido de la vía pecuaria, que garanticen la disponibilidad de este recurso imprescindible para el movimiento del ganado y que, al mismo tiempo, sirvan como reservorios de biodiversidad (p. ej., para anfibios y plantas acuáticas).

La consecución de los objetivos de restauración en ambas zonas debería permitir que, en los tramos intervenidos, se **inicie** y mantenga por sí mismo el proceso de **recuperación de los ecosistemas naturales**, lográndose así culminar el proceso de **restauración ecológica** hacia el **referente** seleccionado. Este referente es el de una vía pecuaria que: i) proporciona los servicios propios de estos corredores (especialmente, pero no sólo, los relacionados con la ganadería extensiva); ii) contribuye a la conservación de la biodiversidad a través de la conservación de sus hábitats característicos (pastizales mediterráneos, arbustadas, arbolado disperso, comunidades asociadas a tapias de piedra seca, charcas y otros puntos de agua); iii) presenta resiliencia ecológica y socioecológica, de forma que sea capaz de resistir y recuperarse frente a ocupaciones y otras amenazas; iv) es sostenible económicamente, de manera que el propio uso ganadero garantiza la conservación de los hábitats y funcionalidad ecológica; y v) aumenta la conectividad del territorio, al albergar corredores de hábitats naturales de gran longitud.

Marco legal

Ley 3/1995, de 23 de marzo, de Vías Pecuarias (ámbito nacional).

Ley 8/1998, de 15 de junio, de Vías Pecuarias de la Comunidad de Madrid.

Ley 9/2003, de 20 de marzo, de Vías Pecuarias de Castilla-La Mancha.

Artículo 11 del Reglamento (UE) 2021/783 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 29 de abril de 2021, por el que se establece un Programa de Medio Ambiente y Acción por el Clima (LIFE) (Reglamento LIFE) (desarrollo, aplicación y gestión de la Red Natura 2000).

Estrategia de Biodiversidad 2020-30 de la Unión Europea.

Acciones de restauración

- Con el fin de relacionar las acciones con los objetivos de restauración, estos se identifican con las siglas «CM» para la Comunidad de Madrid y «CRC» para la Cañada Real Conquense, seguidas del número utilizado en el apartado «Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia»:
 - Señalización, planeamiento sobre el terreno y limpieza de los puntos de intervención (objetivo de restauración CM-1).
 - Instalación de bloqueos para paso de vehículos (CM-1).
 - Adecuación de la pista para tránsito de vehículos autorizados (CM-1).
 - Recuperación de geomorfología, descompactación y perfilado del sustrato (CM-1, CM-4).
 - Majadeos o redileos y pastoreos regenerativos (CM-1, CM-2, CM-4).
 - Reactivación de movimientos trashumantes en colaboración con rebaños locales y trashumantes (CM-3, CM-4, CM-6).
 - Construcción de muretes de piedra seca para delimitación del ancho y como refugio de biodiversidad (CM-4, CM-5).
 - Siembras de vegetación leñosa para la formación de setos (CM-6).
 - Eliminación de obstáculos que impiden/dificultan el tránsito del ganado (CRC-1, CRC-2).
 - Reparación de refugios y descansaderos (CRC-2, CRC-3).
 - Restauración de abrevaderos (CRC-3, CRC-4).
 - Restauración de charcas seminaturales (CRC-3, CRC-4).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Creación de una página web y perfiles en redes sociales, con información actualizada sobre los avances y resultados del proyecto.

Organización de grupos focales con los actores sociales relevantes en la conservación y gestión de las vías pecuarias, para conocer sus percepciones sobre los problemas que les afectan y consensuar acciones de restauración ecológica.

Monitoreo sobre la percepción social mediante encuestas, para determinar el grado de conocimiento y preocupación ciudadana sobre la situación actual y los problemas de conservación de las vías pecuarias.

Participación en conferencias internacionales, seminarios y talleres de expertos.

Publicación de un manual de restauración ecológica de vías pecuarias.

Sesiones informativas y demostrativas para público local sobre los objetivos y el desarrollo del proyecto.

Elaboración de una unidad didáctica para escolares de primaria y secundaria sobre la trashumancia y el papel de las vías pecuarias.

Organización de actividades de voluntariado para participar en las acciones de restauración de vías pecuarias.

Seguimiento de la RE

Tres tipos de indicadores (tempranos, de medio y de largo plazo) que informan acerca de aspectos estructurales, funcionales o relativos a la percepción social de las intervenciones: i) estructurales (p. ej., superficie de suelo desnudo, biomasa herbácea, propiedades físico-químicas del suelo, comunidad de pastizales, invertebrados, reptiles, etc.); ii) funcionales (p. ej., temperatura del suelo, densidad de excrementos de herbívoros, actividad enzimática del suelo, composición funcional de pastizales, leñosas, invertebrados, etc.); y iii) percepción social (p. ej. evolución de la percepción social de las poblaciones locales).

Mantenimiento

Las actuaciones ejecutadas por LIFE Cañadas han buscado respetar al máximo el principio de mínima intervención y la recuperación del funcionamiento autónomo del ecosistema. No se han realizado plantaciones, sino siembras y majadeos, y no se han previsto riegos ni tratamientos sobre la vegetación más allá de las propias acciones del ganado. LIFE Cañadas contempla explícitamente medidas de gestión adaptativa en función del cumplimiento de los objetivos planteados, medidos a través de los indicadores detallados en el plan de seguimiento. Dado que la restauración completa puede requerir plazos largos, se definen hitos intermedios que permitan evaluar el efecto de las acciones de restauración sin necesidad de esperar a la plena rehabilitación y dentro del plazo de ejecución de LIFE Cañadas. Los planes incluyen una previsión sobre amenazas e incidencias que puedan comprometer el éxito de la restauración, y se contemplan posibles correcciones frente a acciones o medidas que no estén produciendo los efectos esperados. Para más información sobre la gestión adaptativa, se puede consultar la [web del proyecto](#).

Desviaciones

Debido a la crisis derivada de la pandemia COVID-19, tanto las actividades previstas para completar el diagnóstico de la Cañada Real Conquense como el grupo focal con los actores sociales clave vinculados a la misma tuvieron que ser atrasados un año. El plan de restauración se comenzó a poner en práctica un año después de lo planificado en el proyecto. La ejecución de las obras de restauración se lleva a cabo dentro del plazo de ejecución del proyecto, y se cuenta con más de un año para evaluar el éxito de las mismas, así como ejecutar posibles mejoras en el marco de la gestión adaptativa.

Evaluación final

Las actuaciones realizadas por LIFE Cañadas producirán efectos a largo plazo, que serán evaluados de forma definitiva finalizado el proyecto, tal y como se detallará en el plan post-LIFE.

No obstante, el proyecto incluye un monitoreo a corto plazo basado en un gran número de indicadores estructurales y funcionales. Dos años después del inicio de las actuaciones:

- Se ha logrado incrementar el uso trashumante de las vías pecuarias madrileñas, de modo que hasta 4 rebaños (3 de ovino y 1 de caprino) están realizando desplazamientos vinculados directamente a las actuaciones de LIFE Cañadas.
- En los tramos con suelos degradados, erosionados y compactados en los que se ha actuado se ha observado una rápida recuperación de la cobertura vegetal, con un incremento en la riqueza de especies, más marcado en los casos en los que se ejecutaron majadeos con ganado ovino. Además, se registró una reactivación de la actividad de insectos edáficos y epigeos, observable mediante el rápido incremento en el número de colonias de hormigas. Las condiciones fisicoquímicas del suelo también han empezado a iniciar cambios, con temperaturas más moderadas y un leve incremento de la actividad microbiana.
- En los tramos embastecidos sometidos a pastoreo se ha conseguido una reducción de la dominancia de especies altamente acumuladoras de biomasa (p. ej., *Dactylis glomerata*, *Bromus spp.*), si bien la regulación de la biomasa ha sido generalizada y extensible a todas las especies, de modo que los pastizales manejados llegan al verano en un estado mucho más favorable. Esto implica un menor riesgo de incendios y una mejor iluminación para la germinación otoñal, lo que facilitará una germinación más equitativa entre especies.
- Se está realizando un seguimiento de reptiles en las tapias de piedra seca que ha permitido confirmar el uso frecuente que especies como *Podarcis virescens* y *Tarentola mauritanica* o *Timon lepidus* pocos meses después de su construcción. Además, los niales para abejas silvestres instalados en las tapias de piedra seca presentan un alto grado de ocupación.
- Las siembras de leñosas en tapias y linderos alcanzaron un grado apreciable de desarrollo (crecimientos muy vigorosos en *Genista hirsuta*, *Cistus ladanifer*, *Cytisus scoparius* o *Rosmarinus officinalis*), e incluso algunas especies presentaron sus primeras floraciones (*Thymus zygis*, *Thymus mastichina*, *Dorycnium pentaphyllum*, etc.).



➤ **Figura II.** Recuperación de pastos en suelos degradados a través del majadeo con ganado ovino en tramo previamente descompactado y laboreado en Vereda del Cerro de la Mora (Boadilla del Monte).
Autores: Francisco Martín Azcárate y Violeta Hevia Martín.



➤ **Figura III.** Restauración mediante pastoreo de pastos ricos en especies a partir de comunidades empobrecidas por pérdida del uso ganadero. Tras el rebaño, se puede observar el aspecto embastecido de la parcela control. Vereda segoviana a su paso por Villaviciosa de Odón. **Autores:** Francisco Martín Azcárate y Violeta Hevia Martín.

Persistencia de la zona restaurada

La participación como socios del proyecto de las Administraciones públicas competentes garantiza el mantenimiento a largo plazo de las vías pecuarias restauradas. Además, se desarrolla un plan de conservación post-LIFE, que consiste en un documento sobre la previsión y la planificación de la continuidad de las acciones del proyecto LIFE Cañadas, que servirá de base para futuras acciones que garanticen el uso sostenible y conservación de las vías pecuarias. Por otra parte, se elabora un plan de comunicación post-LIFE, que se inicia al final del ciclo de vida del proyecto y que incluye la adecuada estrategia de comunicación y difusión de los resultados.

Presupuesto y financiación

1.848.211 €, cofinanciado por la Comisión Europea (60 %) y por los socios participantes (40 %).

Sistemas de control

LIFE Cañadas dispone de un comité científico que incluye seis profesionales externos, entre los que se encuentran técnicos de la Administración con competencias en vías pecuarias y académicos con experiencia investigadora en restauración ecológica, socioecosistemas mediterráneos y ganadería extensiva. El comité se reúne una vez al año, revisa las actuaciones ejecutadas y previstas, y aporta propuestas para un mejor desarrollo del proyecto.

Un auditor independiente verifica la exactitud de la declaración de gastos y de ingresos remitidos a la comisión en cada solicitud de pagos, en el informe intermedio y final del proyecto. Esta auditoría verifica que la legislación aplicable, normas y contabilidad nacional se ha cumplido, y certifica a su vez que todos los gastos ejecutados se ajustan a las disposiciones comunes para el Programa LIFE.

Cualificación del personal

Universidad Autónoma de Madrid: 2 profesoras y 4 profesores del Departamento de Ecología, especializados en ecología terrestre y sistemas socioecológicos; una investigadora postdoctoral (doctora en Ecología); 1 investigadora predoctoral (graduada en Ciencias Ambientales, máster en Restauración de Ecosistemas); y 1 gestora (graduada en Biología).

Administraciones públicas (Dirección General de Agricultura, Ganadería y Alimentación de la Comunidad de Madrid; Dirección General de Medio Natural y Biodiversidad de Castilla-La Mancha): 6 personas participantes, con perfil de ingeniería forestal.

SEO BirdLife: 4 personas, con perfiles que abarcan desde la biología, el periodismo de naturaleza a la coordinación técnica de proyectos.

Asociación Campo Adentro: 3 personas con una larga experiencia en la elaboración de proyectos de dinamización rural, especializados en la formación a las nuevas generaciones en ganadería extensiva y actividad trashumante como opción profesional.

Además, para el correcto desarrollo del proyecto ha sido imprescindible contar con la actividad profesional desarrollada por los ganaderos y ganaderas trashumantes, cuya actividad es el nodo central de todas las acciones implementadas en el proyecto.

Para llevar a cabo las acciones de restauración ecológica, también ha sido necesario contar con un diverso número de operarios y maquinistas que han ejecutado las obras relacionadas con la restauración estructural (p. ej., mejora de los viales, construcción de muretes de piedra seca, descompactación del suelo).

Más información

Web:

www.lifecanadas.es

Autores: Francisco Martín Azcárate (Departamento de Ecología-Universidad Autónoma de Madrid); y Violeta Hevia Martín (Departamento de Ecología-Universidad Autónoma de Madrid).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE UNA COMUNIDAD DE DUNAS GRISES MEDIANTE LA DISMINUCIÓN DE COBERTURA DE *RETAMA MONOSPERMA*. PROYECTO LIFE CONHABIT ANDALUCÍA (LIFE13/NAT/ES/000586)

Localización/Ámbito de actuación

Flecha de El Rompido, término municipal de Lepe (Huelva).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, Junta de Andalucía.

Entidad/es socia/s del proyecto

Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

LIFE: 1 de junio de 2014-2019. Actuación de restauración: inicio de marzo de 2015.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

A lo largo del siglo XX, la especie arbustiva *Retama monosperma* se ha expandido sobre las dunas de la Flecha de El Rompido, donde se plantó en la década de 1920. En 1956 el retamar ocupaba 15 ha (5 % del sistema dunar); y a principios del siglo XXI pasó a ocupar 248 ha (81 % del sistema dunar). La expansión ha estado mediada por la dispersión de semillas por conejos y liebres. El retamar ha avanzado sobre vegetación abierta de herbáceas y pequeñas matas (dunas grises), donde destaca la especie amenazada *Thymus carnosus*.

Ecosistemas afectados

El ecosistema afectado por la expansión de *Retama monosperma* es el de dunas costeras (dunas marinas y continentales), incluyendo dos tipos de hábitats de interés comunitario:

HIC 2130. Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises) (*).

HIC 2120. Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas).

Motivación para desarrollar el proyecto

La vegetación abierta de dunas costeras interiores está formada de especies herbáceas y leñosas de poco porte. Este tipo de hábitat, de distribución restringida, se encuentra entre los más amenazados de Europa, habiendo disminuido su superficie y estado de conservación en toda Europa, en general, y en España, en particular. Uno de los factores que han contribuido a la disminución de este hábitat prioritario ha sido la plantación de especies arbustivas y arbóreas para la fijación de dunas y la expansión de estas especies fuera del área plantada, como es el caso de la Flecha de El Rompido. Este enclave forma parte de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía, bajo la figura de «Paraje Natural», y de la Red Natura 2000, como «Zona de Especial Protección para las Aves» y «Lugar de Interés Comunitario». Entre otros valores ecológicos destacables, el espacio alberga la mayor población de Andalucía del tomillo carnosos (*Thymus carnosus*). Esta especie está incluida en el Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, por Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats, así como en el anexo II de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 12 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Algunos de los núcleos de *Thymus carnosus* están gravemente amenazados por la expansión de la retama blanca (*Retama monosperma*). Por todo ello, se considera que la conservación a largo plazo de *Thymus carnosus* y de su hábitat característico debería contemplar el control de la presencia de la retama blanca. Sin embargo, hasta la puesta en marcha de este proyecto, no se tenía experiencia alguna sobre la gestión de esta especie ni la efectividad de tratamientos de control sobre la propia retama, la comunidad vegetal propia de las dunas grises, ni la respuesta del tomillo carnosos ante una disminución drástica de la cobertura de retama blanca.

Diagnóstico ecológico

Efectos de la retama

La retama altera notablemente las condiciones ambientales de las dunas, limitando la movilidad de arenas (estabilización), suavizando las condiciones microclimáticas, aumentando el contenido en materia orgánica y nitrógeno del suelo, y compitiendo de forma muy eficiente por la luz y el agua con las especies leñosas. El resultado de la expansión de retama es un cambio en la composición y abundancia de especies de plantas, favoreciendo a las generalistas y disminuyendo la diversidad de las características de dunas costeras. Además, *Thymus carnosus* se ve afectada directamente por competencia por luz y agua, disminuyendo sus efectivos poblacionales (García de Lomas *et al.*, 2023).

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Rehabilitación ecológica

El objetivo del proyecto de restauración fue realizar una acción piloto consistente en disminuir drásticamente la abundancia de *Retama monosperma* para recuperar el hábitat de dunas grises y mejorar el estado de conservación de la población de *Thymus carnosus*.

Marco legal

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 12 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (anexo II).

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad (Anexo II).

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial).

Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats (Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial).

Acciones de restauración

Las actuaciones de restauración se realizaron en dos sitios de 300 x 50 m situados en la Flecha de El Rompido con cobertura de *Retama monosperma* variable (50-70 %). En abril de 2015 se realizó un clareo, cortando por la base la mayor parte de las retamas con motosierra (no se actuó sobre las raíces), dejando un 10 % de cobertura. Se quemó la biomasa cortada *in situ*. No se actuó sobre la hojarasca. Únicamente se dejaron sin tratar algunas retamas jóvenes, especialmente si coincidían con la presencia de tomillo carnoso.

En uno de los sitios se instalaron cerramientos a base de malla gallinera para valorar el efecto de la herbivoría de conejos sobre la vegetación.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Visitas con el director conservador del espacio. Transferencia de resultados

Visitas con responsables y gestores del proyecto LIFE Redune, que incluyen acciones parecidas de conservación de hábitats de interés comunitario de carácter prioritario en la costa italiana del mar Adriático.

Para el público en general, instalación de cartelería informativa de las actuaciones realizadas y de los valores ambientales de las dunas de la Flecha de El Rompido.

Reunión con el pastor de la zona para evaluar la posible afección del ganado caprino sobre *Thymus carnosus*.

Seguimiento de la RE

Durante la duración del Proyecto LIFE, la evaluación de la restauración se realizó dos años después de la actuación, en abril de 2017. Los indicadores utilizados fueron la composición y abundancia de la vegetación y el estado de la población de *Thymus carnosus*:

- Un año después de la actuación realizada en 2015 se observó que había rebrotado el 89 % de los individuos de retama cortados.
- Los conejos limitan la recuperación de la vegetación propia de las dunas grises, consumiendo todas las plantas nativas que no tengan espinas.
- La combinación de retamas y conejos resultó el peor escenario para la conservación de vegetación propia de dunas grises, siendo especialmente grave en el sotobosque de retama.
- La combinación de retamas en alta densidad y la ausencia de conejos mostró un efecto negativo para la conservación de *Thymus carnosus*.



➤ **Figura 1.** Evolución de la Flecha (marzo de 2015, febrero de 2016 y 2022). **Autor:** las fotografías de 2015 y 2016 son de Juan García de Lomas. La fotografía de 2022 es de Juan B. Gallego Fernández.

Entre 2019 y 2023, los alumnos del Máster de Biología Integrada de la Universidad de Sevilla han realizado muestreos en una de las zonas de actuación. Los indicadores fueron la cobertura de retama y la composición y abundancia de la vegetación comparando con zonas no tratadas y comunidad de dunas grises de referencia:

- Aumento de la cobertura de retama: entre un 45-55 % más en 2023 respecto a la existente antes de comenzar las actuaciones en 2015.
- La composición y abundancia de especies del área tratada ha cambiado, pero no sigue una trayectoria hacia las comunidades de dunas grises de referencia.

Mantenimiento

Debido al rebrote de las retamas se realizaron cortas adicionales 12, 30 y 48 meses después de la actuación inicial.

No se realizaron más labores de mantenimiento tras la finalización del proyecto LIFE.

Desviaciones

Rebrote de retama. Es preciso planificar desbroces periódicos durante varios años. Alternativamente, se propone valorar el desbroce/desenraizado de retamas, preferentemente sobre el uso local y selectivo de herbicidas.

Hojarasca de suelo. Se desconoce el efecto que la hojarasca acumulada de retama, además del enriquecimiento en nitrógeno del suelo, tiene en la velocidad de recuperación de la vegetación propia de dunas grises, aunque se baraja la hipótesis de que podría retrasar dicha recuperación. Se plantea su retirada en futuras acciones.

Quema de biomasa. No se aprecia menoscabo en la recuperación de la vegetación dunar en los puntos utilizados para quema de biomasa.

Influencia marina y eólica. La eliminación de retama debe hacerse hasta la playa, para permitir una mayor movilidad de arenas y llegada de *spray* marino, y así tener completo el gradiente ambiental playa-dunas interiores.

Evaluación final

No se han alcanzado los objetivos propuestos de restaurar una comunidad de dunas grises.

Las acciones han debido ser más contundentes, eliminando toda la presencia de retama, incluidos tocones y hojarasca, desde la playa hacia el interior. Posiblemente, se deberían haber removilizado los suelos ocupados por la retama. Además, se debió haber establecido un plan de manejo adaptativo a medio plazo, unos diez años, que hubiera permitido eliminar los rebrotes de retama y monitorizar la trayectoria de la comunidad.

La experiencia de este ensayo piloto ha sido muy interesante, siendo la primera de estas características en España.

Con los conocimientos adquiridos se podrán diseñar acciones de recuperación de este tipo de hábitat dunar con más posibilidades de éxito.

Persistencia de la zona restaurada

Las zonas de actuación son terrenos públicos que forman parte del Paraje Natural Marismas del Río Piedras y Flecha de El Rompido (ES6150006). Está garantizada la protección de la zona a largo plazo. Sin embargo, no existe plan de mantenimiento de la restauración.

Presupuesto y financiación

39.000 €. Cofinanciado por el proyecto LIFE Conhabit (CE) y Junta de Andalucía.

Sistemas de control

Se realizaron evaluaciones periódicas del grado de cumplimiento de los objetivos de la acción por parte de la empresa auditora del proyecto LIFE. Incluyó visitas al campo y evaluación de informes periódicos como condición para la financiación.

Cualificación del personal

Fase de planificación y diseño de la actuación: han participado tanto los responsables del proyecto como técnicos asociados al proyecto (doctores en biología y ciencias del mar, y licenciado en biología).

Fase de obra (desbroces, quemas *in situ*): han participado especialistas forestales, supervisados por un ingeniero de montes.

Fase de seguimiento: han participado técnicos del proyecto (doctor en ciencias del mar, licenciado en biología e ingeniero de montes).

La experiencia del personal involucrado varía entre 8 y 30 años en gestión de la biodiversidad o las actuaciones forestales.

Más información

Referencias:

Informes específicos de la actuación para la entidad auditora del proyecto

Informe Layman, de fin de proyecto.

Participación en congresos y jornadas

García de Lomas, J. *et al.* (2016) Control of the native-invasive *Retama monosperma* in grey dunes from Andalusia (southern Spain): restoring the habitat of *Thymus carnosus*. Life Meeting on Restoration of sand dune habitats, Zaanvoort (Países Bajos), 15-17 de junio de 2016.

García de Lomas, J. *et al.* (2019) Clareo de retama blanca (*Retama monosperma*) en dunas costeras fijas con vegetación herbácea: mejora del hábitat de *Thymus carnosus*. Taller Técnico de conservación y restauración de hábitats litorales, Conil de la Frontera (Cádiz), 24-26 de abril de 2019.

Artículo científico en revista internacional

García de Lomas, J. *et al.* (2023). Management of coastal dunes affected by shrub encroachment: are rabbits an ally or an enemy of restoration? *Journal of Coastal Conservation*, 27(8). Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11852-023-00933-3>

Web:

Web específica durante la duración del proyecto: www.lifeconhabit.com

Posteriormente migrada a la web oficial de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible: <https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/web/guest/areas-tematicas/programas-europeos-y-relaciones-internacionales/life-conhabit>

Autores: Juan Bautista Gallego Fernández (Universidad de Sevilla); y Juan García de Lomas Latín (Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE HÁBITATS DUNARES EN EL PARQUE NATURAL DE L'ALBUFERA (LIFE DUNA Y LIFE ENEBRO)

Localización/Ámbito de actuación

Las actuaciones se realizaron en el parque natural de l'Albufera, en el sector de la Devesa, que es la restinga dunar que separa al lago de la Albufera del mar Mediterráneo. La zona de actuación limita al norte con la gola del Pujol, que es el canal situado más al norte, por el que desagua al mar la Albufera; al este con el mar Mediterráneo; al sur con la valla del parador nacional de turismo Luis Vives y al oeste con las dunas fijas de la Devesa, colonizadas por maquia mediterránea termófila con un dosel de pino carrasco.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Ajuntament de València.

Entidad/es socia/s del proyecto

No es aplicable.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

LIFE Duna: del 1 de enero de 2001 al 30 de junio de 2004.

LIFE Enebro: del 1 de octubre de 2004 al 20 de junio de 2008.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XII. Otros. La ejecución del Proyecto de Ordenación y Proyecto de Urbanización del Monte de la Devesa, aprobado en 1964 y ejecutado parcialmente en los años setenta del siglo XX, que pretendía la implantación de un gran proyecto dedicado al turismo de lujo, con hoteles, hipódromo, campo de golf, puerto deportivo, centro de convenciones, edificios religiosos, zonas residenciales y comerciales.

Ecosistemas afectados

92D0. Tarayales hipersalinos con *Tamarix canariensis*.

1310. Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas.

1320. Pastizales de *Spartina* (*Spartinion maritimae*).

1410. Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*).

1420. Matorrales de *Sarcocornia fruticosa* de suelos arcillosos salinos, temporalmente inundados, del litoral.

2110. Dunas embrionarias mediterráneas.

2120. Dunas móviles del Mediterráneo occidental y del litoral suratlántico ibérico, con *Ammophila arenaria*, *Echinophora spinosa*, *Euphorbia paralias*, etc.

2190. Juncales y herbazales gramínoideas de depresiones interdunares húmedas con *Scirpoides holoschoenus*, *Saccharum ravennae*, etc.

2210. Dunas grises del litoral mediterráneo ibérico con comunidades de *Crucianella maritima*.

2250. Formaciones de enebro marino (*Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa*) en dunas litorales estabilizadas.

2260. Mata valenciana, con *Phillyrea angustifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Quercus coccifera*, *Rhamnus lycioides*, *R. alaternus*, sobre dunas litorales estabilizadas.

2270. Pinares de *Pinus halepensis* sobre dunas estabilizadas del litoral.

5330. Matorrales termomediterráneos y preestépico.

7210. Turberas calcáreas de *Cladium mariscus* y con especies del *Caricion davallianae*.

Motivación para desarrollar el proyecto

Ambas actuaciones se engloban dentro de la estrategia que viene desarrollando el Ajuntament de València desde principios de los años ochenta del siglo XX, consistente en la recuperación de los hábitats de la Devesa de l'Albufera que se vieron afectados por un proyecto de urbanización que se ejecutó parcialmente en los años setenta del siglo XX.

Diagnóstico ecológico

La zona sufrió un plan de urbanización iniciado a finales de los años sesenta, que fue especialmente destructivo en el ecosistema de dunas móviles, el cual quedó completamente arrasado por la construcción de un paseo marítimo, aparcamientos, viales, urbanizaciones y todas las infraestructuras necesarias para dar servicio a estas. Esto ocasionó la desaparición del paisaje dunar y originó una morfología totalmente homogénea y plana, el desorden en la distribución de la vegetación en las zonas no construidas, la casi desaparición de algunas especies, como *Otanthus maritimus* L. y *Euphorbia paralias* L. y la aparición de especies nitrófilas. A esto hay que añadir las consecuencias del estado de la playa, entre las que destacan el nulo o escaso aporte de arena y el paso diario de maquinaria de limpieza.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los técnicos del Ajuntament de València venían realizando, desde los años ochenta hasta la ejecución de los proyectos LIFE Duna y LIFE Enebro, ensayos y experiencias piloto que tenían por objetivo definir las técnicas a aplicar en la restauración de los hábitats naturales de la Devesa.

El objetivo de los proyectos fue la restauración total de los ecosistemas dunares alterados. Para lograrlo, se estableció una secuencia lógica de objetivos parciales, que fueron:

- Descontaminación del arenal (demolición y eliminación de las construcciones presentes en el campo dunar), para eliminar todos los elementos artificiales ajenos al ecosistema.
- Restauración de la geomorfología del área dunar, para recuperar un relieve dunar semejante al que fue destruido por el proyecto de urbanización.
- Reducir la movilidad de la arena hasta que la vegetación alcance una cobertura y porte capaz de amortiguar el efecto del viento. Es necesario reducir la exposición de las dunas al viento. No hacerlo representa un grave peligro para la restauración geomorfológica y la repoblación. Si se produjeran vientos intensos, capaces de trasladar grandes volúmenes de arena, antes de que las repoblaciones y la regeneración natural hayan alcanzado una cobertura vegetal capaz de amortiguarlos, se corre el riesgo de que se malogre el modelado geomorfológico y la repoblación.
- Restauración de la vegetación autóctona para recuperar la diversidad vegetal de cada uno de los sectores del área dunar (embriones dunares en la parte alta de la playa seca, barlovento, cresta y sotavento de la primera alineación dunar, dunas semimóviles o de transición y enebros marinos en el ecotono dunas semimóviles-dunas fijas).
- Reducción del impacto antrópico y aumento de la concienciación medioambiental de los usuarios del espacio, para evitar que volviera a degradarse por soportar un uso público que superara su capacidad de carga.

Marco legal

La Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, por estar la zona de actuación dentro del Dominio Público Marítimo Terrestre o en su área de influencia.

Normativa de aplicación en los espacios incluidos en la Red Natura 2000.

Normativa autonómica de aplicación en el parque natural de l'Albufera y por afectar o manejar especies reguladas, como el *fartet* (*Aphanius iberus*), el *samaruc* (*Valencia hispanica*), el chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) y el enebro marino (*Juniperus oxycedrus ssp. macrocarpa*).

Acciones de restauración

Los proyectos consistieron en la restauración de la geomorfología y la vegetación de 68,5 ha de hábitats dunares litorales, en concreto las formaciones dunares contiguas a la playa y las dunas semimóviles situadas a continuación de estas.

Las actuaciones consistieron en:

- Eliminación de construcciones e infraestructuras urbanísticas (paseo marítimo, viales, alcantarillado, red de pluviales, red de agua potable, conductos enterrados de la red eléctrica y telefónica).
- Recuperación de la geomorfología dunar.
- Recuperación de la geomorfología de zonas húmedas temporales (localmente denominadas malladas), que habían sido aterradas con arena generada durante el arrasamiento del campo dunar.
- Creación de dos lagunas como hábitat para los peces *fartet* (*Aphanius iberus*) y *samaruc* (*Valencia hispanica*).
- Repoblación de las especies vegetales de los ambientes dunares. Todo el material vegetal utilizado proviene genéticamente de la zona de actuación y fue preparado en los viveros municipales del Saler, que son gestionados por el servicio municipal que desarrolló ambos proyectos. Estos viveros se dedican expresamente a producir plantas autóctonas destinadas a la recuperación de hábitats naturales degradados del parque natural de l'Albufera. Cuenta con los medios necesarios para proceder a la recolección, limpieza y conservación de semillas y para la producción de plantones.
- Antes de las siembras y plantaciones se frenó la movilidad de la arena mediante la instalación de cortavientos elaborados con materiales vegetales biodegradables.
- Señalización y adecuación de accesos peatonales a la playa y actuaciones de sensibilización y educación ambiental.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Los grupos de interés se concretan en los visitantes del espacio. Previamente a la ejecución de los proyectos ya se venían desarrollando actividades de educación ambiental en los meses estivales, que se vieron reforzadas durante la ejecución de los proyectos. Esto sirvió para definir las actuaciones de participación con los visitantes del espacio y para conocer su opinión. Las actividades realizadas en cada proyecto fueron:

En LIFE Duna:

- Se informó con monitores ambientales del desarrollo de la obra.
- Se colocaron carteles informativos, se distribuyeron folletos y se hicieron visitas guiadas a grupos.
- Campañas informativas de fin de semana y web.
- Plantaciones populares y con escolares.
- Elaboración de un vídeo, un CD interactivo y un simposio para especialistas.
- Edición del manual «La restauración de las dunas litorales de la Devesa de l'Albufera de Valencia».

En LIFE Enebro:

- Folletos divulgativos en cuatro idiomas (50.000).
- Carteles informativos (50).
- Vídeo divulgativo (5.000).
- Prensa (más de 75 apariciones).
- Reportajes en la televisión autonómica.
- Página web en cuatro idiomas.
- Jornadas virtuales.
- Visitas guiadas.
- Taller del enebro marino.
- Campañas informativas.
- Eventos (día del árbol, de las aves, del medio ambiente, Expojove).

Seguimiento de la RE

La evaluación de la restauración durante el desarrollo de los proyectos se efectuó siguiendo los compromisos adquiridos en las dos propuestas LIFE, conforme a los requisitos que cada convocatoria establecía.

Los indicadores para la evaluación de la evolución de los proyectos concluidos han consistido en:

- Seguimiento de la evolución de la línea de costa y de los volúmenes de arena en la playa sumergida, seca y primera alineación dunar.
- Censo de los enebros marinos cada 3-4 años, elaborando una ficha por ejemplar.

Mantenimiento

El servicio Devesa-Albufera cuenta para la gestión y mantenimiento de la zona de actuación con una plantilla de 29 funcionarios (6 técnicos en medio ambiente, 4 administrativos, 7 miembros de personal de oficios y 14 guardas forestales) y gestiona una contrata con un presupuesto anual de 1.200.000 €, una plantilla de 27 trabajadores, repartidos en 4 grupos de trabajo especializados en mantenimiento de espacios naturales (viverística y plantación de flora autóctona, gestión de fauna, silvicultura y adecuación al uso público del medio natural).

El mantenimiento consiste, básicamente, en la vigilancia de la zona, la realización de campañas estivales de información (apertura de un punto de información) y conservación de los elementos para la ordenación del uso público (cartelería, itinerarios peatonales y cerramiento de zonas sensibles con talanqueras de estacas y cuerda).

Se continúa reforzando la población de enebros marinos plantando más ejemplares y reduciendo la cobertura de los pinos que podrían sombrear a los ejemplares más alejados del mar. También se hacen repoblaciones y seguimiento de especies raras o amenazadas (*Limonium dufourii*, *Limonium albuferae*, *Thalictrum maritimum*, *Triglochin bulbosum* subsp. *barrelieri*, etc.) en las malladas.

Anualmente, se evalúa el estado de las poblaciones de *fartet* y *samaruc* y se efectúa el seguimiento del ciclo reproductivo de aves costeras (chorlitejo patinegro, charrancito, canastera y gaviota de Audouin, principalmente).

La zona de playa sólo se limpia durante la campaña estival, se hace manualmente y sólo se retiran los residuos de origen antrópico.

Desviaciones

La principal desviación está relacionada con la erosión de la costa, que se ha agravado con la ocurrencia de grandes temporales marinos. Esto ha ocasionado el estrechamiento de la anchura de la playa y la erosión de un porcentaje muy significativo de las primeras formaciones dunares.

Evaluación final

Se han cubierto los objetivos de los dos proyectos de manera satisfactoria. Se puede concluir que la zona está finalmente restaurada, ya que las amenazas más importantes que perturban su evolución son de ámbito global (elevación del mar y erosión de la costa) o de origen externo (contaminación del agua del mar por surfactantes, contaminación atmosférica, etc.).

Se eliminaron todas las construcciones existentes (35.000 m² de viales y aparcamientos, 315 pozos de registro y 10.000 m de tuberías).

Se recuperó la geomorfología dunar a lo largo de 2.100 m de línea de costa y en una superficie de 68,5 ha. También la geomorfología de 11 zonas húmedas temporales (localmente denominadas malladas), que en total alcanzaban una superficie de 8,4 ha.

Se crearon dos lagunas para dos peces endémicos, el *fartet* (*Aphanius iberus*) y el *samaruc* (*Valencia hispanica*). En LIFE Duna se creó la laguna de la Mata del Fang (4.300 m²), y en el LIFE Enebro la laguna de la Malladeta (4.000 m²).

Se repoblaron 50 especies vegetales de ambientes dunares, entre las que se encontraba el enebro marino (*Juniperus oxycedrus ssp. macrocarpa*), del que se plantaron 912 ejemplares.

Se pusieron señales informativas, se ejecutaron actuaciones de sensibilización y educación ambiental y se adecuaron los accesos peatonales a la playa.

Persistencia de la zona restaurada

Está garantizada la persistencia de la zona restaurada por ser de titularidad pública, por estar protegida por normativa en todos los niveles administrativos (municipal, autonómica, nacional y europea) y ser objeto de gestión para su conservación por la Demarcación de Costas, la Generalitat Valenciana y el Ajuntament de València.

Presupuesto y financiación

El presupuesto del proyecto LIFE Duna fue de 1.951.481,57 € y el de LIFE Enebro, de 3.278.216,00 €. Ambos fueron financiados al 50 % por la Unión Europea y el Ajuntament de València.

Sistemas de control

No se ha utilizado ningún tipo de estándares o sistema de certificación para garantizar la calidad del proyecto.

Cualificación del personal

El personal responsable de la restauración fueron biólogos (3), geógrafa (1), ambientólogos (2), ingeniero técnico agrícola (1), magisterio-educación ambiental (1), viveristas-reforestación (9). Aparte, estaría el personal de las empresas adjudicatarias de las obras.



➤ **Figura 1.** Zona restaurada por LIFE Duna y Enebro. **Autoría:** fondo fotográfico del servicio Devesa-Albufera.

Más información

Web:

<http://albufera.valencia.es>

Autores: Amelia Quintana Trénor (jefa servicio Devesa-Albufera, Ayuntamiento de Valencia); y Francisco J. Collado Rosique (jefe sección Paisaje Vegetal, Ayuntamiento de Valencia).



Nombre del proyecto

LIFE ECONNET IMPROVING CONNECTIVITY OF NATURE 2000 NETWORK IN MOUNTAIN AREAS LIFE 12 NAT/ES/000766

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto ha centrado sus acciones en el ámbito de la estación de esquí de Alto Campoo, situada en el fondo del valle que conforman las sierras del Cordel y el Híjar en el municipio cántabro de la Hermandad de Campoo de Suso.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria.

Entidad/es socia/s del proyecto

SEO BirdLife, CANTUR.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2013-2018.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

La presencia de la estación de esquí (Grupo VIII) ha ocasionado una degradación general de la zona con reducción de la diversidad de especies por destrucción de la vegetación, compactación y pérdida de suelo y la pérdida de calidad del hábitat para la fauna por la fragmentación del paisaje, y por ello se constituye en barrera ecológica para la fauna y la flora. Además, el mal reparto de la carga ganadera (Grupo I) viene provocando zonas de sobrepastoreo con pérdida de suelo y afección a turberas, y en otras una matorralización excesiva que afecta a especies de matorrales abiertos y mosaicos como la perdiz pardilla (*Perdix perdix hispaniensis*) y el aguilucho pálido (*Circus cyaneus*).

Ecosistemas afectados

Las especies de fauna más afectadas serían la perdiz pardilla *Perdix perdix hispaniensis* y el aguilucho pálido *Circus cyaneus*, ambas incluidas en el anexo I de la Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (en adelante, Directiva Aves), y muy ligadas al mosaico de matorrales y pastizales de la alta montaña cántabrica.

En cuanto a los hábitats encontraríamos:

Brezales: bajo este epígrafe se encuentran tres hábitats del anexo I de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, objetivo del proyecto (en adelante, Directiva Hábitats): «4030. Brezales secos europeos», «4090. Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga» y «4060. Brezales alpinos y boreales».

Pastizales: bajo este epígrafe se encuentran los siguientes hábitats: «6140. Prados pirenaicos silíceos de *Festuca eskia*», «6230*. Formaciones herbosas con *Nardus*», «6160. Prados ibéricos silíceos de *Festuca indigesta*».

Hábitats riparios: «6430. Megaforbios eutrofos higrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino» y «91EO. Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*»). **Turberas altas activas** 7110.

Motivación para desarrollar el proyecto

Hay, fundamentalmente, dos motivaciones. La primera, la de restaurar los hábitats de alta montaña afectados por la existencia de la estación de esquí; y, la segunda, la de buscar un modelo de coexistencia entre las estaciones de esquí y centros turísticos de alta montaña y los valiosos ecosistemas de montaña diseminados por toda Europa, gran parte de ellos en Red Natura 2000.

LIFE+ Econnect es un proyecto destinado a favorecer la mejora ecológica de los hábitats de la cabecera de la cuenca del río Híjar, en Alto Campoo. La iniciativa se enmarca en el seno del programa europeo LIFE+ y pretende integrar, de forma armónica, la necesaria conservación de los espacios naturales existentes con el uso racional del territorio, que se manifiesta en actividades como el esquí, la ganadería extensiva y el turismo. LIFE+ Econnect se sustenta en tres pilares: i) restauración ecológica: mediante la puesta en práctica de medidas de control de la erosión, enriquecimiento del suelo y recuperación de la cubierta vegetal potencial; ii) gestión y manejo: elaborando planes de gestión que favorezcan la alianza explotación-conservación; y iii) uso público y sensibilización: para que disfrutar de la montaña tenga un efecto positivo en la conservación de los hábitats alpinos. LIFE Econnect ha buscado mejorar la permeabilidad ecológica de la estación de Esquí de Alto Campoo para lograr su integración en el ámbito natural que la rodea. Ha representado un punto de partida y un impulso hacia un cambio en el modelo de gestión del territorio en Alto Campoo, destinado a favorecer la conservación de la biodiversidad sin comprometer la viabilidad de las actividades económicas.

LIFE Econnect ha buscado mejorar la permeabilidad ecológica de la estación de esquí de Alto Campoo para lograr su integración en el ámbito natural que la rodea. Ha representado un punto de partida y un impulso hacia un cambio en el modelo de gestión del territorio en Alto Campoo, destinado a favorecer la conservación de la biodiversidad sin comprometer la viabilidad de las actividades económicas.

Las experiencias derivadas de este proyecto podrán ser replicadas en gran número de estaciones de esquí y centros turísticos de alta montaña diseminados por toda Europa, gran parte de ellos en Red Natura 2000.

Diagnóstico ecológico

Se trata de un área de alta montaña que alberga ecosistemas y comunidades de extraordinario interés por su rareza, grado de endemidad y vulnerabilidad, valores que motivaron su inclusión en la Red Natura 2000. En el centro del área de actuación se encuentra la estación de esquí de Alto Campoo, que en muchos puntos había alterado notablemente los hábitats, y por ello se constituía en barrera ecológica para la fauna y la flora. La conjunción de sobrepastoreo, intensa actividad turística, elevadas pendientes, clima extremo de alta montaña y suelos esqueléticos había originado un serio problema de erosión y pérdida de suelo, con importantes muestras de erosión remontante en las riberas, debido a la construcción de infraestructuras. Además, la construcción de algunas de las pistas de esquí de la estación había provocado una importante pérdida y compactación de los suelos que, a su vez, inhibía la recolonización por la vegetación original.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Gran parte de las acciones han buscado mejorar la permeabilidad ecológica de la estación de esquí de Alto Campoo para lograr su integración en el ámbito natural que la rodea.

El objetivo general del proyecto ha sido la restauración ecológica, incluida la conectividad territorial, de 2 ZEPAS y 1 LIC mediante tres tipos de acciones: regeneración, renaturalización y conservación de los hábitats, a través de la aplicación de medidas de restauración, gestión activa y apoyo a la sucesión natural.

Como objetivos específicos estaba:

- Fortalecer la población de perdiz pardilla, así como asegurar la calidad de los hábitats utilizados por el aguilucho pálido.
- Disminuir la erosión de los hábitats mediante la recuperación de brezales, pastizales y formaciones riparias.
- Mejorar la permeabilidad de las instalaciones de la estación de esquí Alto Campoo.
- Desarrollar modelos de gestión turística y ganadera compatibles con la Red Natura 2000.
- Sensibilizar a los usuarios del espacio de la fragilidad y vulnerabilidad de los hábitats de alta montaña.

En cuanto al ecosistema de referencia, este ha sido el que rodea a la estación de esquí de Alto Campoo, y que es el que representa los hábitats de la alta montaña cantábrica formada por un mosaico de pastizales, brezales y bosques salpicados de turberas y zonas rocosas.

Marco legal

Directiva Aves y Directiva Hábitats.

Programa LIFE.

Acciones de restauración

Para lograr mejorar el hábitat y emprender acciones demostrativas de restauración ecológica en espacios de alta montaña afectados por estaciones de esquí, LIFE Econnect ha puesto en marcha una serie de acciones.

Control de la erosión y la restauración de los suelos. Uno de los factores que más condicionan el desarrollo de la vegetación en Alto Campoo es la escasa resiliencia del terreno para recuperar condiciones adecuadas que permitan el desarrollo de la vegetación. Para revertir esta situación en el marco del proyecto LIFE Econnect, se ha aplicado un amplio abanico de medidas de bioingeniería dirigidas a detener procesos erosivos y favorecer la recuperación de suelo. Concretamente, se colocaron 120 m de biorrollos en drenajes, así como de 500 m² de mantas orgánicas y 1.000 m² de geomalla en taludes y zonas erosionadas, además del extendido de una capa de acolchado orgánico (*mulch*) en 48.403 m² sobre terrenos degradados y la implantación en el terreno de 1.870 tapines de 1 m².

Restauración de la vegetación. Para ello las labores de restauración de la cubierta vegetal han consistido en realizar siembras y plantaciones destinadas a acelerar los procesos de sucesión natural de brezales y pastizales, además de plantaciones en puntos estratégicos para favorecer el desarrollo de rodales arbustivos. Esto se ha llevado a cabo mediante la descompactación del suelo y siembra de unos 100.000 m² de terreno.

Protección de turberas, cuya conservación se ve amenazada por el pisoteo del ganado. Para evitarlo, se han protegido 6 turberas, mediante la instalación de más de 300 m de vallados de madera que impiden el acceso del ganado a las zonas más sensibles con una superficie total de 6.375 m².

Plantaciones de especies arbóreas y arbustivas con el doble objetivo de controlar la erosión en taludes y mejorar el estado de la vegetación de ribera en el entorno de la estación de esquí, además de generar zonas de refugio invernal para la fauna. Concretamente, se plantaron 4.399 acebos y 2.187 arbustos de los géneros *Genista sp.* y *Erica sp.* en el entorno de la estación de esquí.



Figura 1. Infografía que muestra las actuaciones realizadas en el ámbito de la estación de esquí de Alto Campoo en el proyecto LIFE Econnect. Autoría: editada por SEO BirdLife.

Mejora del hábitat de la perdiz pardilla y el aguilucho pálido mediante desbroces selectivos. En total se han generado claros en el matorral con una superficie total de 41.100 m² en dos zonas favorables para la especie buscando una diversidad de estructuras y edades en el interior de los brezales que ocupan y donde los pollos encuentran con facilidad los invertebrados de los que se alimentan.

Creación de una unidad de producción vegetal. Dadas las características ecológicas de las especies vegetales de alta montaña, se consideró básico disponer de planta autóctona (producida a partir de semillas recolectadas en la zona), aclimatada a las exigentes condiciones del Alto Campoo, lo que ha resultado determinante para afrontar con garantías la restauración de los hábitats naturales. De esta unidad salieron los arbustos y tapines para la restauración de suelos erosionados.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

En el marco del proyecto LIFE Econnect se han desarrollado numerosas acciones destinadas a divulgar los principios y las acciones del proyecto entre la población. Se ha contactado con un **espacio informativo permanente** en la estación de esquí, se ha diseñado un póster ilustrado sobre los hábitats de Alto Campoo y se han impartido charlas informativas sobre el proyecto en espacios públicos. Se ha procedido al **diseño y balizamiento de cuatro itinerarios autoguiados temáticos por los hábitats de Alto Campoo**, así como a la edición y distribución de 7.000 ejemplares de un **folleto-guía de los itinerarios** y la organización de 40 itinerarios guiados para conocer estos hábitats.

Se celebró un **seminario «Restauración de hábitats de alta montaña»**, con la asistencia de profesionales y especialistas de diversos campos de la restauración ecológica en áreas de montaña. También se llevó a cabo la **jornada técnica «Estaciones de esquí y conservación de la biodiversidad»**, destinada al intercambio de experiencias entre estaciones de esquí en Red Natura 2000. Tuvieron lugar varios campamentos de voluntariado ambiental sobre restauración de hábitats de montaña, y el proyecto tiene [página web](#) y perfiles en redes sociales como Facebook y Twitter.

Seguimiento de la RE

LIFE Econnect contó con un programa de seguimiento y unos indicadores de resultados. Estos fueron un censo reproductor de la perdiz pardilla y del aguilucho pálido, pisoteo de turberas, calidad de la vegetación de riberas, arrastre de tierra y cobertura de vegetación en brezales/pastizales.

Mantenimiento

En el marco del proyecto LIFE Econnect se redactaron dos documentos cuyo objetivo es el mantener las acciones de restauración llevadas a cabo y asegurar una gestión en consonancia con las medidas realizadas. El primero de ellos fue el **Plan de gestión para favorecer la biodiversidad en la estación de esquí de Alto Campoo**, asumido por la empresa CANTUR, que es quien gestiona esta estación de esquí. El segundo documento es el **Plan de Gestión Concertado del Pastoreo**, asumido por el Ayuntamiento de la Hermandad de Campoo de Suso, que es la propietaria de los pastos de esa zona y la entidad encargada de las ordenanzas de manejo de estos. Además, CANTUR sigue realizando acciones de mejora de suelos y vegetación en el ámbito de la estación de esquí y mantiene en funcionamiento el vivero de plantas de montaña.

Desviaciones

Las desviaciones que se produjeron en el proyecto fueron las derivadas de no haber contado con algunos de los inconvenientes de trabajar en zonas de alta montaña como es la corta ventana de espacio temporal para trabajar. Eso redundó en que no se alcanzó toda la superficie prevista en el proyecto.

Evaluación final

En términos globales el proyecto LIFE Econnect ha logrado los siguientes resultados:

Mejora de los hábitats de alta montaña. Las medidas dirigidas a la restauración de los suelos y la vegetación han producido un reverdecimiento general de la zona, y hábitats como los pastizales y brezales están colonizando las zonas alteradas por la estación de esquí.



➤ **Figura II.** LIFE Econnect ha permitido una mejor integración de la estación de esquí en el importante enclave natural de la cabecera del valle de Campoo en Cantabria. **Autor:** Felipe González (SEO BirdLife).

Mejora de las turberas. Tras varios años protegidas del pisoteo del ganado, varias zonas higroturbosas han recuperado su vegetación y la presencia de invertebrados acuáticos y anfibios ha aumentado notablemente.

Mejora de las poblaciones de aves objetivo. Con un incremento en las parejas reproductoras de aguilucho pálido que fue de una pareja en 2014 a tres en 2017. Para la perdiz pardilla se pasó de 1,14 parejas/100 ha en la primavera de 2014 a 3,17 parejas/100 ha en la primavera de 2017 en las dos ZEPA del ámbito del proyecto.

Mejora de la percepción social hacia la estación de esquí de Alto Campoo. La apuesta de la estación de esquí por la restauración ecológica ha cambiado notablemente la percepción, tanto local como a nivel de región, de la estación de esquí, antes considerada como un importante impacto ambiental y hoy día vista como una infraestructura turística más amable con su entorno.

Mejora de la gestión ganadera de los pastos de Alto Campoo. La aprobación de un plan de gestión concertada de la ganadería en la zona ha permitido que los ganaderos sean conscientes del importante papel que juega su ganado en la conservación de los hábitats naturales.

Consolidación como destino ecoturístico. La señalización de varias rutas de ecoturismo en la estación de esquí, así como la oferta de rutas guiadas durante el verano, ha supuesto un notable incremento de visitantes estivales a la zona, que además observan con satisfacción la mejora paisajística tras los trabajos de restauración.

Persistencia de la zona restaurada

El **Plan de gestión para favorecer la biodiversidad en la estación de esquí de Alto Campoo**, asumido por la empresa CANTUR, está permitiendo que se siga actuando sobre la zona y, lo más importante, que todos los trabajos que se realizan en la actualidad, incluida la reciente instalación de un sistema de innivación artificial, se realicen siguiendo los principios generados en el marco del proyecto LIFE Econnect.

Presupuesto y financiación

El proyecto LIFE Econnect contó durante su ejecución, en el periodo 2013-2018, con un presupuesto de 1.930.000 €, cofinanciado al 50 % por la Unión Europea y el resto por el Gobierno de Cantabria.

Sistemas de control

El proyecto estuvo sujeto al reglamento de los fondos LIFE. Además, se contó con el asesoramiento de personalidades relevantes del mundo de la restauración ambiental, como el presidente de la FIRE, José María Rey Benayas, o Michael Hogan, experto mundial en restauración de zonas de montaña con estaciones de esquí.

Cualificación del personal

El personal técnico que participó en el proyecto pertenecía a diferentes ámbitos, desde ingenieros industriales y agrónomos, biólogos, geógrafos y educadores ambientales.

Más información

Web: <https://seo.org/conoces-el-proyecto-life-econnect/>

Autores: Felipe González Sánchez (delegado territorial de Cantabria de SEO BirdLife), Roberto Cayón Sañudo (CANTUR) y Ricardo González Luna (Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente).



Nombre del proyecto

OLIVARES VIVOS. HACIA EL DISEÑO Y CERTIFICACIÓN DE OLIVARES RECONCILIADOS CON LA VIDA. LIFE14 NAT/ES/001094

Localización/Ámbito de actuación

Comunidad Autónoma de Andalucía. Concretamente, veinte olivares demostrativos que, en conjunto, suman 2.208 ha sujetas a restauración y recuperación de biodiversidad, y que están localizados en los siguientes municipios andaluces: Prado del Rey y Puerto Serrano (Cádiz); Castro del Río Espejo, Nueva Carteya y Pozoblanco (Córdoba); Moraleda de Zafayona (Granada); Torredonjimeno, Quesada, Siles, Mancha Real, Alcaudete, Linares, Pegalajar y Úbeda (Jaén); Antequera (Málaga); y Marchena (Sevilla).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Sociedad Española de Ornitología (SEO BirdLife), con financiación del Programa LIFE de la Comisión Europea y cofinanciación de la Diputación Provincial de Jaén, Fundación Patrimonio Comunal Olivarero y la Interprofesional del Aceite de Oliva Español.

Entidad/es socia/s del proyecto

SEO BirdLife como socio beneficiario coordinador; y Universidad de Jaén, Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA-CSIC) y Diputación Provincial de Jaén como socios beneficiarios asociados.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1 de octubre de 2015 a 31 de mayo de 2021.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca. Prácticas agrícolas con distinto grado de intensificación en veinte olivares demostrativos. Desde el uso recurrente de herbicidas de pre- y postemergencia y/o labranza que dejan los suelos persistentemente desnudos, y con utilización intensiva de otros pesticidas y agroquímicos, a agricultura orgánica y con mantenimiento de cubiertas herbáceas con siega primaveral animal o mecánica, pasando por olivares con mantenimiento de cubiertas y siega mecánica o química y una disminución de otros agroquímicos. Hay una grave tendencia a sustituir olivares centenarios por olivares con marcos de plantación menores, con cambios estructurales en el cultivo y en el arbolado por su renuevo y menor porte, implicando pérdida de sustratos de nidificación para vertebrados.

Simplificación y homogenización del paisaje agrícola por eliminación y/o degradación histórica de remanentes de hábitat natural (bosques, matorrales y prados naturales y seminaturales, además de ribazos, sotos y bosques de galería).

Ecosistemas afectados

Zonas agrícolas/agrosistema

Olivar.

Vegetación halófica

H1430. Matorrales halonitrófilos (*Pegano-Salsoletea*).

H1520. Vegetación gipsícola mediterránea (*Gypsophiletalia*).

Matorrales esclerófilos

H5110. Formaciones estables xerotermófilas de *Buxus sempervirens* en pendientes rocosas.

H5330. Matorrales termomediterráneos y preestépicos.

Formaciones herbosas naturales y seminaturales

H6220. Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea*.

H6310. Dehesas perennifolias de *Quercus sp.*

H6420. Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molinion-Holoschoenion*.

H92A0. Bosques galería de sauces (*Salix alba*) y álamos (*Populus alba*).

H9340. Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*. H5210. Matorrales arborescentes de *Juniperus spp.*

Bosques

H92D0. Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (*Nerio-Tamaricetea* y *Securinegion tinctoriae*).

Motivación para desarrollar el proyecto

Contribuir a detener la pérdida de biodiversidad y sus servicios ecosistémicos en agroecosistemas, en general, y en el olivar, en particular, como el cultivo permanente de mayor extensión e importancia ambiental, social y económica en Europa. Contribuir a paliar la crisis económica y ambiental del olivar debido a décadas de gran intensificación agrícola, utilizando la biodiversidad como un instrumento de rentabilidad. Demostrar que se puede incrementar la rentabilidad agrícola incorporando la biodiversidad en su cuenta de resultados. Estas motivaciones se encuadran claramente en la misión y visión de SEO BirdLife y quedan recogidas en sus estatutos. Están también entre las motivaciones principales del grupo de investigación PAIDI RNM-354 y de su investigador responsable, Pedro J. Rey, que coordinó las acciones de diagnóstico y seguimiento de biodiversidad y su traslado a índices de recuperación en este proyecto. Finalmente, están en línea con la visión agroambiental de la anterior política agraria común europea (en adelante, PAC), y en estrecha relación con los objetivos ambientales y climáticos de la nueva PAC 2023-2030.

Diagnóstico ecológico

La intensificación agrícola y la homogeneización de los paisajes de olivar se han cobrado un grave peaje ambiental que se ha traducido en la pérdida de biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Este proceso ha derivado en una importante pérdida de suelo que ha tenido consecuencias agronómicas y que ha afectado significativamente a la geomorfología de sus cuencas hidrográficas (formación de cárcavas, colmatación, etc.). Además, este proceso de intensificación ha tenido un impacto económico que ha llevado al olivar tradicional al borde de la no rentabilidad.

Estos problemas ecológicos y ambientales fueron verificados en estudios de diagnóstico preoperacional de la biodiversidad en veinte olivares demostrativos y veinte controles, utilizando como grupos diana fauna vertebrada (aves), invertebrada (hormigas e insectos polinizadores) y flora (cubiertas herbáceas y vegetación leñosa). Este diagnóstico constituyó nuestra línea base para cuantificar los resultados de recuperación de biodiversidad por las actuaciones acometidas.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El proyecto pretendió cumplir una serie de objetivos ecológicos y sociales.

Estos objetivos se sitúan en el campo de la rehabilitación, ya que pretenden reparar la funcionalidad del agroecosistema, así como iniciar la recuperación de sistemas naturales remanentes en los paisajes de olivar y su biodiversidad.

Objetivos ecológicos: i) identificar la biodiversidad potencial que puede albergar el olivar; ii) lograr un porcentaje significativo de recuperación en el plazo de ejecución del proyecto; y iii) evaluar la deuda de restauración y recuperar el máximo posible de esa biodiversidad.

Objetivos sociales: proporcionar una vía de rentabilidad para el olivar tradicional, el de mayor valor ambiental y contribución a la cohesión territorial, a partir de soluciones basadas en la naturaleza (servicios ecosistémicos, valores añadidos y mejor posicionamiento para pago por servicios ambientales), que contribuyen a generar empleo verde y a ligar a la población al territorio.

El ecosistema de referencia lo constituyen los olivares con prácticas de manejo del suelo extensivas (cubiertas herbáceas espontáneas persistentes la mayor parte del año), ecológicos y situados en paisajes heterogéneos (con elevada representación de hábitats naturales y seminaturales), que demuestran ser los más biodiversos.

Marco legal

Las actuaciones englobadas en Olivares Vivos tienen como objetivo fundamental recuperar la biodiversidad del olivar en Europa. Hasta ahora, se han realizado de modo demostrativo, pero su extensión mediante la certificación Olivares Vivos permitirá contribuir al cumplimiento de objetivos de numerosas estrategias europeas relacionadas con la conservación de la biodiversidad, entre ellas:

- Estrategia de la UE sobre biodiversidad para 2030.
- Pacto Verde Europeo.
- Estrategia «De la Granja a la Mesa».
- Objetivos ambientales incluidos en el borrador de la regulación PAC post-2020.
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats), y Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (Directiva Aves).
- Estrategia de la UE sobre adaptación al cambio climático.
- VII y VIII programas de acción de la UE en materia de Medio Ambiente.
- Iniciativa de la UE sobre los polinizadores.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.



Figura 1. Olivar con cubierta herbácea espontánea, que se controla mediante desbroces mecánicos. Foto tomada en el momento de floración de la campanilla rosa (*Convolvulus althaeoides*).

Autor: Samuel Galiano.

Acciones de restauración

Nuestros planes de actuación para recuperar biodiversidad en el corto plazo se basaron en tres líneas de actuación:

1) Mejora en la gestión de la cubierta herbácea, con disminución de las prácticas intensivas de manejo de suelo, del uso de pesticidas y de otros agroquímicos. Implicó, además, el enriquecimiento de las cubiertas espontáneas mediante sembrado de semillas silvestres nativas en aquellas fincas cuyos bancos de semillas estaban muy empobrecidos por su larga historia de uso de herbicidas (semillas proporcionadas con certificado de trazabilidad por la empresa Semillas Silvestres).

2) Restauración ecológica de zonas improductivas del olivar (márgenes de caminos, taludes, arroyos) recuperando vegetación leñosa, prados y otros hábitats naturales y seminaturales e introduciendo heterogeneidad a escala de finca y de paisaje. Se llevó a cabo mediante la plantación de más de 32.000 ejemplares de especies leñosas, instaladas mediante ahoyado manual y siembra de semillas de herbáceas.

3) Instalación de estructuras de apoyo a la fauna (nidales, bebederos, charcas, muretes, etc.). Se instalaron en total 451 nidales para aves, 77 para quirópteros y 190 para abejas, 11 charcas, 23 muretes, 20 postes y 30 bebederos, siendo el número de estas estructuras instaladas en cada finca función de las características y disponibilidad de sustratos/estructuras naturales apropiados para la fauna.

Estas acciones se llevaron a cabo a partir de planes de actuación específicos para cada finca, que identificaban y cartografiaban las zonas de intervención. Los planes de actuación se diseñaron de acuerdo con los propietarios y encargados de las fincas, y se reflejaron como acuerdos de custodia del territorio. La ejecución de los planes se desarrolló durante dos años, tras la medición de la línea base.

En todas las intervenciones que incluían siembra o plantación se utilizaron únicamente especies autóctonas (semillas silvestres de producción certificada y plántulas provenientes de viveros).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Olivereros: participación articulada mediante acuerdos de custodia del territorio y a través de un comité de participación y seguimiento.

Instituciones: a través de distintos grupos de discusión y participación ciudadana (Grupo de Diálogo Civil del Olivar, comités de flora y fauna, comités de seguimiento del Plan de Desarrollo Rural). Y a nivel municipal, a través de la Red de Municipios por los Olivares Vivos, creada específicamente en el marco de este proyecto.

Consumidores y público en general: a partir de campañas específicas de promoción del valor añadido de la biodiversidad en la industria agroalimentaria a través del sello Olivares Vivos, así como a partir del desarrollo del Plan de Comunicación y promoción de los proyectos LIFE Olivares Vivos y Olivares Vivos+ (LIFE 20NAT/ES/001487): boletines informativos periódicos, participación de los socios del proyecto en distintos foros y desarrollo de campañas específicas para promocionar la marca.

Seguimiento de la RE

Indicadores del éxito de ejecución de las actuaciones:

- Manejo de suelo: superficie con cambio de gestión, índice de vegetación de diferencia normalizada, superficie sembrada.
- Restauración de zonas improductivas: superficie restaurada, esfuerzo de plantación, esfuerzo de siembra, porcentaje de marras.
- Soporte para la fauna: número de estructuras instaladas, porcentaje de uso.

Índices de recuperación de biodiversidad de grupos diana:

Estos índices atienden a la abundancia, riqueza y diversidad funcional de aves, hormigas, insectos polinizadores, hierbas y vegetación leñosa en olivares demostrativos, y las compara, entre los periodos pos- y preoperacional, con respecto a los valores arrojados por esos mismos grupos de organismos en olivares control no sujetos a cambio.



➤ **Figura II.** Fotos de un talud multifuncional de arroyo revegetado mediante plantación de leñosas y siembra de herbáceas. Fotografía a): se observa en primer plano las flores rosas de *Moricandia moricandiodes*, al fondo se observa algún alcancil (*Cynara cardunculus*) y taraje (*Tamarix gallica*), y en distintas posiciones algunos ejemplares de mostaza amarilla de la especie *Sinapis alba* (flores amarillas). Es apreciable también en la base del talud un murete de piedras para refugio de reptiles y sostén del talud. **Autor:** Carlos Ruiz González. Fotografía b): otra zona del mismo talud en un estado avanzado de revegetación tras cinco años de actuación. Se aprecian, en primer plano, lentiscos (*Pistacia lentiscus*) crecidos, y bajo uno de ellos una bandeja de recolección de semillas dispersadas por pájaros para evaluar la funcionalidad del talud atrayendo aves dispersoras de semillas. **Autor:** Pedro J. Rey.



➤ **Figura III.** Varias infraestructuras de soporte de fauna: charca, poste posadero que incorpora un refugio de murciélagos y un nidal para rapaces pequeñas, murete de piedras y nidal de insectos en bloque de hormigón. Se observa también un pino plantado junto al complejo de infraestructuras para atraer aves que lo utilicen como lugar de apostamiento y/o nidificación y nuclear la llegada de semillas dispersadas por aves frugívoras. **Autor:** José Eugenio Gutiérrez.

Mantenimiento

La obtención del sello de valor añadido Olivares Vivos está condicionada a la correcta ejecución y mantenimiento del plan de actuaciones y a la ganancia de biodiversidad. El reglamento de certificación regula el porcentaje de ejecución del plan de actuaciones requerido para obtener la certificación, con criterios específicos para considerar ejecutada cada actuación (por ejemplo, porcentaje de ejemplares vivos en una plantación a los tres años de su ejecución y porcentaje de especies sobre las inicialmente plantadas) y estableciendo que al menos el 80 % de las actuaciones cumplan con dichos criterios. Igualmente, regula la ganancia de biodiversidad requerida para cada indicador de biodiversidad y el número de indicadores que tienen que alcanzar esa ganancia para considerar el objetivo global de recuperación como alcanzado. Además, contempla la reorientación de medidas necesarias para tal fin (plan de gestión adaptativa).

Desviaciones

La tramitación burocrática de la financiación retrasó el inicio de la medición de la línea base. Al tratarse de un seguimiento anual, se reajustó para cumplir el ciclo completo. El seguimiento posoperacional se adaptó para seguir el mismo calendario. Hace falta prever un margen mayor para la resolución de estos trámites.

Porcentaje de marras mayor de lo esperado, en determinadas fincas, debido a eventos climáticos extremos durante el verano. Se intensificó la reposición de marras y se incrementó el esfuerzo de mantenimiento en veranos posteriores. Es necesario tener en cuenta el incremento en la frecuencia de estos eventos ligados al cambio climático.

Limitaciones para mantener invariable la gestión agrícola de las fincas control. Es recomendable tener acuerdos de custodia con los propietarios de dichas fincas o seleccionar fincas que puedan incluir la parcela control y la demostrativa objeto de actuación.

La irrupción de la crisis COVID-19 afectó a acciones de comunicación con grupos de interés, que tuvieron que adaptarse a medios telemáticos y digitales. Utilización de nuevas tecnologías.

Evaluación final

En el plazo de tres años, y como consecuencia de estas actuaciones, se han confirmado ganancias de biodiversidad significativas en la mayoría de los indicadores utilizados. Se ha ganado, en promedio, un 7 % en la riqueza de especies y un 18 % en su abundancia. Esta recuperación fue particularmente notable en olivares que partían de manejos más agresivos (aquellos con suelos desnudos durante todo o casi todo el año), con ganancias respecto a la fase preoperacional del 12,5 % y el 70 %, en riqueza y abundancia, respectivamente. Los modelos también mostraron que es posible recuperar biodiversidad incluso en fincas de pequeño tamaño y que los paisajes de olivar pueden albergar hasta un 35 % más de especies (promedio entre grupos), por lo que aún habría una deuda de recuperación cercana al 30 % de las especies en los olivares y paisajes más deteriorados. Por otro lado, cabe reseñar que, en el conjunto de los olivares demostrativos, no hubo merma en su productividad tras la restauración y el gasto en fertilizantes y fitosanitarios se redujo en un 22 %. Asimismo, una cuarta parte de estos olivares iniciaron su conversión a ecológico.

Queda demostrado, por tanto, que introducir la recuperación de biodiversidad y sus servicios ecosistémicos en nuevos modelos de gestión agrícola incrementa su rentabilidad, fundamentalmente por el ahorro de insumos y el incremento del valor añadido de sus producciones en un mercado más informado e interesado en la conservación de nuestro patrimonio natural.

Persistencia de la zona restaurada

La persistencia de las zonas restauradas está garantizada a través de dos mecanismos:

- El reglamento de certificación de la marca de garantía de AOVE Olivares Vivos, cuya renovación depende del mantenimiento de las actuaciones de restauración, compromisos de gestión y niveles de biodiversidad.
- La vinculación de estos olivares a un nuevo proyecto LIFE, OLIVARES VIVOS+, que mantiene el seguimiento a medio plazo de los indicadores de biodiversidad y renueva los acuerdos de custodia del territorio de los que pende el mantenimiento de las actuaciones.

Presupuesto y financiación

Presupuesto total: 2.865.005 € (60 %). Contribución de la Comisión Europea: 1.713.603 €; Diputación Provincial de Jaén: 250.000 €; Fundación Patrimonial Comunal Olivarero: 125.000 €; Interprofesional del Aceite de Oliva Español: 100.000 €. Resto: aportación propia de los socios beneficiarios, equivalente al 22,74 %.

Sistemas de control

Elaboración de una certificación propia de recuperación de biodiversidad con base científica en olivares demostrativos, tras actuaciones que disminuyen la intensificación de las prácticas agrícolas en diferentes contextos de complejidad de paisaje. Esta certificación utiliza índices de recuperación de biodiversidad de grupos diana (aves, hormigas, insectos polinizadores, hierbas y vegetación leñosa) en olivares demostrativos con respecto a los valores arrojados por esos mismos grupos en olivares control no sujetos a cambio. Validada por AENOR.

Cualificación del personal

SEO BirdLife es una organización no gubernamental con más de sesenta años de experiencia en biología de conservación, declarada de utilidad pública, con reconocimiento internacional en el sector. Ha coordinado numerosos proyectos europeos LIFE e iniciativas de restauración de biodiversidad en sistemas agrícolas.

EEZA es un instituto del CSIC centrado en investigación básica y en aplicación de la misma a la resolución de problemas, fundamentalmente en medios áridos.

La Universidad de Jaén es una institución de enseñanza universitaria e investigación con amplia experiencia en generación de conocimiento en olivar. Participa en este proyecto a través de dos grupos de investigación: UJA-Ecología (con amplia trayectoria en biología de conservación en medios alterados, incluidos los agroecosistemas), y UJA-Mercados (con gran experiencia en el mercado del aceite de oliva).

La ejecución de las actuaciones de reforestación y de colocación de estructuras de soporte para la fauna se llevó a cabo, por un lado, mediante diecinueve campos de voluntariado coordinados por SEO BirdLife y, por otro, mediante personal cualificado de las empresas Íberus Medio Ambiente S. L. y Birding & Nature S. L., con apoyo de operarios y maquinaria de las fincas cuando fue necesario (p. ej., para la instalación de charcas).

Más información

Acceso a recursos: [Recursos-Olivares Vivos](#).

Web: www.olivaresvivos.com

Autores: José Eugenio Gutiérrez Ureña; Carlos Ruiz González; Francisco Valera Hernández (EEZA-CSIC); y Pedro J. Rey Zamora (Universidad de Jaén).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE LOS OLMOS IBÉRICOS (*ULMUS MINOR* Y *ULMUS LAEVIS*) EN LA CUENCA DEL RÍO TAJO. PROYECTO LIFE 13 BIO/ES/000556

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto se desarrolla sobre el cauce, la ribera y la llanura de inundación de los ríos Jarama, arroyo Viñuelas, arroyo Quiñones y arroyo Valconejero, en los términos municipales de Aranjuez y San Agustín de Guadalix (Madrid).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

ETSI de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

Entidad/es socia/s del proyecto

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación y Confederación Hidrográfica del Tajo). Ayuntamiento de San Sebastián de los Reyes (Madrid). Ayuntamiento de Aranjuez (Madrid).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1 de julio de 2014-30 de septiembre de 2019.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

En el caso de los ecosistemas riparios para ambas especies se puede considerar el origen de las perturbaciones enmarcadas en los grupos: I, II, VII y VIII. Este es el caso concreto de la especie *Ulmus laevis*. Para la especie *Ulmus minor*, la principal perturbación es de origen biótico, causada por el patógeno *Ophiostoma novo-ulmi*. Por lo tanto, está enmarcada en el grupo XII.

Ecosistemas afectados

Las formaciones vegetales degradadas, objeto del proyecto de restauración, son los bosques de galería y llanuras de inundación propias de las vegas de los ríos en ambiente mediterráneo, concretamente, las olmedas afectadas por la enfermedad de la grafiosis (*Ophiostoma novo-ulmi*) y otras perturbaciones de origen antrópico. Las olmedas están incluidas como subtipo 2.3 en el hábitat «92A0. Bosques de galería» de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Motivación para desarrollar el proyecto

En el artículo 7 de la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes, se establece que corresponde a la Administración General del Estado «[...] la elaboración de programas de mejora genética y conservación de recursos genéticos forestales de ámbito nacional [...]». A este respecto, el Ministerio para la Transición Ecológica y el reto Demográfico, en colaboración con la Universidad Politécnica de Madrid, impulsan el programa nacional de conservación y mejora de los recursos genéticos de los olmos ibéricos. Tras más de 30 años de desarrollo del programa, era necesario impulsar acciones de restauración de carácter demostrativo con los resultados obtenidos.

Diagnóstico ecológico

En la región mediterránea, el olmo común ocupaba extensas formaciones en las que actuaba como especie dominante en ambientes riparios de bosques de galería, sotos, vegas y navas. En la actualidad, prácticamente han desaparecido debido, principalmente, al impacto de la enfermedad de la grafiosis y ciertas actividades antrópicas que alteran y cambian el uso del suelo. Son las formaciones riparias que mejor se desarrollan en las localizaciones que tienen un nivel freático menos accesible o muy fluctuante.

La degradación de las olmedas representa la desaparición del hábitat para un amplio rango de flora y fauna asociada, además, condiciona la supervivencia de los organismos altamente específicos de los olmos. El declive de las olmedas se remonta a los últimos 5.000 años, fundamentado en la transformación humana de su hábitat. Las zonas en las que crece el olmo son ricas en nutrientes y agua, por lo que fueron las primeras en ser transformadas en pastos o cultivos. Posteriormente, el drenaje de las zonas encharcadas por motivos sanitarios, el control hidrológico de los ríos, las actividades de minería extractiva, la sobreexplotación de los acuíferos y la urbanización del territorio redujeron aún más las poblaciones de olmos. La aridificación de la península ibérica, prevista por los modelos climáticos, incrementará la demanda de agua para la agricultura y reducirá los niveles freáticos, por lo que se hace necesaria la adopción de medidas que garanticen la conservación de los olmos ibéricos a largo plazo.

En el caso de las olmedas de *Ulmus minor*, a la degradación de su hábitat natural por el desarrollo de la agricultura se suma la introducción de la grafiosis en Europa en el siglo pasado, enfermedad de gran virulencia causada por los hongos *Ophiostoma ulmi* y *O. novo-ulmi*. Es por ello que la supervivencia de estas formaciones está seriamente amenazada en muchos de sus países de origen, en Europa y América.

En la cuenca del río Tajo, pueden encontrarse con cierta regularidad rodales de olmo común de porte reducido, pero suelen estar altamente degradados por la grafiosis, ya que son resultado de rebrotes de cepa o de raíz que sufren repetidamente ataques de la enfermedad y plagas de escolítidos, coleópteros perforadores que transmiten la enfermedad de unos árboles a otros.

Por otro lado, las poblaciones de *Ulmus laevis*, a pesar de no verse tan afectadas por la grafiosis como las olmedas de su pariente común, tienen unos requerimientos ecológicos más exigentes en cuanto a humedad y sufren principalmente el riesgo de transformación de su hábitat por las alteraciones humanas, que imposibilita el establecimiento del regenerado, aumentado también por su alta vulnerabilidad al estrés hídrico.

Además, la especie *Ulmus laevis* no se ha considerado autóctona en la península ibérica hasta hace unos años, por lo que hasta el momento no se encuentra protegida ni se incluía en los planes de reforestación de las Administraciones.

Es una especie que siempre se encuentra ligada a la presencia de una capa freática más o menos constante. Por ello, aparece en riberas de río y lagos, y en terrenos temporalmente encharcados como navas, tollas y tremedales. Precisamente, su hábitat ha sido desde la antigüedad intensamente transformado por el hombre, afectando de manera negativa a sus poblaciones.

Dentro del ámbito de actuación del proyecto, el municipio de Aranjuez se sitúa en la comarca de Las Vegas, confluyendo en su territorio los ríos Tajo y Jarama, el segundo afluente del primero. Las litofacies dominantes son cuaternarias, asociadas a las dos vegas fluviales. Los propios cauces discurren por arenas, limos y cantos (fondos de valle), del Holoceno.

Las parcelas de plantación del proyecto se encuentran a una altitud media de 500 m sobre el nivel del mar. El relieve está representado principalmente por llanuras aluviales, terrazas de vegas fluviales y antiguos canales o meandros abandonados, con pendientes suaves, del 0-3 %.

Los suelos de las vegas y depresión del Tajo tienen generalmente de escaso a moderado desarrollo (mayoritariamente Entisoles e Inceptisoles), de texturas variables, básicos, con abundancia de carbonato cálcico y, ocasionalmente, de yeso, escasa materia orgánica, pedregosidad variable y ausencia de roca coherente.

Las parcelas del proyecto presentan, en algunos casos, suelos compactados o alterados por la acción humana, como la agricultura en las vegas y la extracción de áridos en los cauces.

Las plantaciones se llevaron a cabo en las zonas de vega de los ríos Tajo y Jarama, y en algún camino histórico algo más alejado de los cauces.

Por su parte, las zonas de actuación en **San Sebastián de los Reyes (Madrid)** se encuentran a una altitud media de 600 m sobre el nivel del mar, comprendida entre los 620 m del arroyo Viñuelas, junto a la tapia del soto Viñuelas al noroeste, y los 580 m del río Jarama al entrar en el término municipal de Alcobendas, al sur. El relieve está representado principalmente por llanuras aluviales, terrazas y vaguadas, con pendientes suaves, del 0-3 %.

La zona pertenece a la fosa del Tajo, en concreto a la depresión del Jarama, donde se suceden depósitos terciarios del Mioceno sobre los que reposan los recubrimientos cuaternarios, en los que se forma un complejo sistema de terrazas, compuesto por materiales procedentes de acarreo fluvial. El sustrato es ácido, diferenciándose varias zonas litológicas según el relieve:

- El lecho del río Jarama y los fondos de valle están compuestos por gravas y cantos poligénicos de cuarcita y cuarzo, arenas, limos y arcillas arenosas.
- Las terrazas presentan gravas poligénicas, arenas y limos.
- En el resto de las zonas de vaguadas, hay arcosas, arcillas arenosas y limos del terciario.

Las plantaciones del proyecto se desarrollan sobre el cauce, la ribera y la llanura de inundación de los ríos Jarama, arroyo Viñuelas, arroyo Quiñones y arroyo Valconejero, pertenecientes a la Cuenca del Tajo. Por tanto, aparecen principalmente suelos jóvenes sobre depósitos fluviales (Fluvisoles), y Luvisoles en las terrazas altas y laderas con un nivel freático relativamente alto. En muchos casos los suelos están muy alterados debido a actividades humanas, como la extracción de áridos en los cauces y la agricultura en las vegas. En el entorno urbano los perfiles también pueden estar alterados debido a las obras de urbanización, desmontes y rellenos con materiales ajenos.

El río Jarama recorre de norte a sur el municipio de San Sebastián de los Reyes, durante una longitud de unos 11 km. En el norte se produce la desembocadura del río Guadalix. En el arroyo Quiñones confluyen el arroyo de la Dehesa y el Valconejero.

Para ambas zonas de actuación la **vegetación actual** consiste en bosques de ribera, con un nivel de conservación medio, formados por chopos (*Populus nigra*) y sauces (*Salix alba* y *S. fragilis*) principalmente, acompañados de álamo blanco (*Populus alba*), algún fresno (*Fraxinus angustifolia*), majuelo (*Crataegus monogyna*), taray (*Tamarix sp.*), olmo de Siberia (*Ulmus pumila*), ailanto (*Ailanthus altissima*), zarzas (*Rubus ulmifolius*), rosa silvestre (*Rosa canina*), carrizo (*Phragmites australis*) y juncos (*Scirpus holoschoenus*). Destacan algunas zonas bien conservadas de soto a orillas del Jarama, formadas por álamo blanco y tarayal. También se encuentran plantaciones de chopo lombardo (*Populus nigra* var. *Italica*).



➤ **Figura I.** Plantación de *Ulmus minor* en Aranjuez.
Autor: Óscar Miravalles.



➤ **Figura II.** Plantación de *Ulmus laevis* en el arroyo Viñuelas, San Sebastián de los Reyes. **Autor:** Jorge Domínguez.

Alejándose del cauce aparecen zonas de transición a los cultivos, con poca cobertura arbórea y presencia de retamas (*Retama sphaerocarpa*) y algunas encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota*). Coinciden con los trazados de las antiguas veredas y vías pecuarias, donde se aprecia la acción del pastoreo en la composición de herbáceas presente.

Está presente una variada fauna propia de los bosques de ribera, el encinar y las tierras agrícolas.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

En general, las **plantaciones de ribera**, como parte de la restauración fluvial, realizan una serie de funciones, enclavadas en la reparación de la funcionalidad de los ecosistemas:

- Mejoran el funcionamiento del río como ecosistema y aumentan la biodiversidad.
- Disminuyen el riesgo hidrológico de las avenidas porque disipan su energía.
- Actúan de filtro perpendicular al cauce contra los contaminantes químicos de la agricultura.
- Ocupan el espacio de ribera, evitando así su degradación por otros usos perjudiciales.
- Controlan la invasión de especies pioneras agresivas (p. ej., *Arundo donax*).
- Mejoran la calidad ambiental y estética de las riberas, favoreciendo su uso recreativo y didáctico.



➤ **Figura III.** Plantación en el arroyo Valconejero, San Sebastián de los Reyes. **Autor:** Jorge Domínguez.

Se considera que la descripción del ecosistema de referencia no es aplicable en este caso, dado que el objetivo de este proyecto de restauración se limita a la recuperación concreta de una especie (*U. minor* o *U. laevis*). Ciertamente esto puede contribuir a la mejora de la biodiversidad de estos hábitats (aumento de la disponibilidad de refugio, disminución del impacto de perturbaciones, aumento de la cobertura, disponibilidad de alimento, etc.), pero difícilmente va a generar la transformación necesaria para iniciar un proceso de restauración ecológica completo.

Marco legal

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres.

Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes.

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Ley 16/1995, de 4 de mayo, forestal y de protección de la naturaleza de la Comunidad de Madrid.

Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.

Ley 2/2002, de 19 de junio, de Evaluación Ambiental de la Comunidad de Madrid.

Ley 8/1998, de 15 de junio, de Vías Pecuarias de la Comunidad de Madrid.

Decreto 50/1999, de 8 de abril, por el que se aprueba el Plan Forestal de la Comunidad de Madrid.

Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres.

Ley 1/1985, de 23 de enero, del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares.

Decreto 172/2011, de 3 de noviembre, del consejo de gobierno, por el que se declara zona especial de conservación el Lugar de Importancia Comunitaria «cuencas de los ríos Jarama y Henares» y se aprueba el plan de gestión de los espacios protegidos red natura 2000 de la zona de especial protección para las aves denominada «Estepas Cerealistas de los ríos Jarama y Henares» y de la Zona Especial de Conservación denominada «cuencas de los ríos Jarama y Henares».

Acciones de restauración

Por todo lo expuesto anteriormente, y ante el problema referido, el presente proyecto dividió las actuaciones en dos grupos de actuaciones, cada uno de ellos en una localización. Para la especie *Ulmus minor*, se pretendió la reintroducción de esta especie en zonas de vega de la cuenca del Tajo a su paso por Aranjuez, utilizando para ello clones de olmo autóctonos resistentes a la grafiosis, obtenidos en el programa de mejora de la especie realizado en España durante los últimos treinta años. Por su parte, para la especie *Ulmus laevis*, se pretendió su reintroducción en el municipio de San Sebastián de los Reyes, en lugares de los cuales ha desaparecido o está en riesgo de desaparición por la acción humana, con poblaciones muy escasas y/o muy fragmentadas.

Además, se realizaron **plantaciones en jardines, paseos y sotos históricos de Aranjuez**, con gran valor cultural, con el fin de ejemplificar y difundir la recuperación del uso del olmo común como árbol ornamental fuertemente ligado

a la cultura española. Se da la circunstancia de que precisamente el olmo ocupó históricamente muchos de esos lugares, antes de verse afectado por la grafiosis.

Por otra parte, también se realizaron **plantaciones de *Ulmus laevis* en las zonas urbanas** de San Sebastián de los Reyes, que tienen fines principalmente divulgativos, para dar a conocer esta especie autóctona de la flora ibérica, que hasta hace pocos años se consideraba introducida y asilvestrada. Se ha fomentado, así, su conocimiento entre el público general, remarcando su papel en la composición de los ecosistemas de ribera.

Las acciones de restauración ejecutadas consistieron fundamentalmente en la plantación de 9.652 ejemplares de la especie *U. minor* en el término municipal de Aranjuez (Madrid) y 7.128 *U. laevis* en San Sebastián de los Reyes (Madrid). Tal y como se describe en apartados anteriores, se ejecutaron dos tipos de plantaciones para ambas especies: de restauración y divulgativas.

Año	Municipio	Especie	Localización	Inicio	Final	Forestales (uds.)	Divulgativas (uds.)	Totales (uds.)		
2016	Aranjuez	<i>U. minor</i>	C/ Larga/ Zona Piragüera/ Chillones/ Parque Estudios Cinematográficos	16 feb.	09 mar.	133	286	419		
2017			Rancho Grande Soto de Legamarejo	16 mar.	05 abr.	1.521	188	1.709		
2018			Soto de las Cuevas	29 ene.	02 feb.	800		800		
			Zona este Jardín del Príncipe	09 feb.	23 feb.	2.875	125	3.000		
2019			Soto de las Cuevas	22 ene.	15 mar.	1.404	30	1.434		
			Varias zonas urbanas	22 feb.	29 mar.		632	632		
				Paseos históricos	03 dic.	29 mar.		1.658	1.658	
Totales								6.733	2.919	9.652
2017			San Sebastián de los Reyes	<i>U. laevis</i>	Valconejero/ Quiñones/ Arroyo Viñuelas	22 feb.	15 mar.	1.601	774	2.375
2018					Arroyo Viñuelas/ Jarama/ Dehesa Boyal	03 may.	18 may.	1.480	0	1.480
2019	Riberas del Jarama	09 ene.			29 mar.	3.273	0	3.273		
Totales								6.354	774	7.128
							Total	16.780		



Tabla I. Acciones de restauración ejecutadas.

La zonificación, cronología y justificación de cada una de ellas se detalló en los correspondientes proyectos de plantación realizados, imprescindibles para la obtención de autorización, así como la consulta relativa al impacto ambiental realizada al órgano competente. A modo de resumen se incluye la tabla I, donde se detalla la zonificación, cronología y unidades plantadas en cada caso.

Una parte fundamental del proyecto fue la propagación de los materiales vegetales empleados para las acciones de restauración. Se utilizaron distintas técnicas viverísticas de propagación sexual y vegetativa (semillado, estaquillado y cultivo *in vitro*). La mayor parte de la planta se cultivó en el Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales de Puerta de Hierro (Madrid), del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Parte la propagación *in vitro* se realizó en la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes (UPM).

La elección de especies viene fundamentada por los objetivos mismos del proyecto, siendo de especial relevancia la cuestión del carácter autóctono de *Ulmus laevis*, tratada en apartados anteriores. Las semillas empleadas para la propagación de los ejemplares utilizados en las acciones de restauración fueron recolectadas en el marco del proyecto de varias de las poblaciones existentes cercanas a la zona de actuación (Valdelatas, Valdelamasa y Torreledones). En cuanto a la especie *Ulmus minor*, la utilización de materiales locales no es una opción viable a largo plazo, debido a la elevada probabilidad de que estas plantaciones se vieran afectadas por la enfermedad de la grafiosis. La utilización de material clonal incluido en el Registro Nacional de Materiales de Base por su elevada tolerancia al patógeno *Ophiostoma novo-ulmi*, causante de la grafiosis, es hasta el momento la mejor opción para la restauración de esta especie, tanto desde el punto de vista técnico como medioambiental.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se han recopilado en una base de datos las diferentes entidades: Administraciones (81), empresas (8), productores de planta forestal (12), centros de investigación/educativos (23), asociaciones (39) y particulares (114) interesadas. Se llevaron a cabo numerosas acciones de divulgación y participación con diferentes grupos y entidades sociales: 41 jornadas de divulgación y plantación en diferentes municipios, asistencia a ferias (2) y visitas a las instalaciones (3).



➤ **Figura IV.** Cultivo *in vitro* en el Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales Puerta de Hierro. **Autor:** Jorge Domínguez.



➤ **Figura V.** Producción de planta de *Ulmus laevis* por semillado. **Autor:** Jorge Domínguez.



➤ **Figura VI.** Visita de escolares de Aranjuez al Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales de Puerta de Puerta de Hierro. **Autor:** Jorge Domínguez.

Seguimiento de la RE

Para el seguimiento del proyecto se establecieron una serie de indicadores en relación con las acciones de restauración que se resumen en las siguientes tablas:

Tipo de acción preparatoria
Planificación general del proyecto
Planificación de las acciones
Planificación de la gestión
Directrices
Inventarios y estudios previos
Ex ante monitorización
Ex post monitorización
Tramitación de permisos
Desarrollo de las técnicas de propagación <i>in vitro</i>
Protección de clones como variedades vegetales

☐ **Tabla II.** Acciones preparatorias.

Tipo de acción de ejecución
Mejora del hábitat
Mejora y restauración de los lugares de plantación
Acciones de conservación
Producción de plantas
Reintroducción vegetal
Conservación ex situ
Eliminación de especies exóticas



Tabla III. Acciones de ejecución.

Dentro de estos, el indicador principal del éxito de las acciones de restauración propuestas es el porcentaje de supervivencia de los ejemplares plantados al finalizar el proyecto.

Municipio	Año	Localización	% Marras				
			Total plantados	2016	2017	2018	2019
Aranjuez (<i>Ulmus minor</i>)		C/ Larga/					
	2016	Zona Piragüera/ Chillones/ Parque Estudios Cinematográficos	419	< 1,00			
	2017	Rancho Grande/ Soto de Legamarejo	1.709		10,32	15,04	23,85
	2018	Soto de las Cuevas	800			14,29	
		Zona este Jardín del Príncipe (Patrimonio Nacional)	3.000			< 1,00	< 3,00
	2019	Soto de las Cuevas	1.434				5,30
		Varias zonas urbanas	632				< 1,00
	Paseos históricos	1.658				< 5,00	
	Subtotal	9.652					
San Sebastián de los Reyes (<i>Ulmus laevis</i>)	2017	Valconejero/ Quiñones/ Arroyo Viñuelas	2.375		2,50	13,57	
	2018	Arroyo Viñuelas/ Jarama/ Dehesa Boyal	1.480			25,88	28,80
		2019	Riberas del Jarama	3.273			
		Subtotal	7.128				
		Totales	16.780				



Tabla IV. Seguimiento de marras en acciones de restauración ejecutadas.

Para conocer el éxito en otras acciones propuestas en torno a la divulgación se emplearon indicadores específicos, como el número de asistentes a ponencias, interacciones en redes sociales, visitas web del proyecto, etc.

Mantenimiento

Los socios beneficiarios y gestores de los diferentes terrenos donde se han implementado las diferentes acciones de restauración son los encargados del mantenimiento. Durante el periodo de duración del proyecto, los socios beneficiarios con medios propios o contratados ejecutaron las labores de mantenimiento, sin estar previstas medidas específicas de gestión adaptativa.

Una vez finalizado el proyecto, tanto los socios beneficiarios como los gestores de los terrenos continúan asumiendo las labores de mantenimiento necesarias dentro de su planificación ordinaria (mantenimiento de parques y jardines, zonas forestales, espacios protegidos, etc.).

Desviaciones

La mayor parte de las acciones preparatorias y la consecución de los objetivos del proyecto no sufrieron desviaciones significativas. En lo relativo a las acciones de restauración, las plantaciones ejecutadas en el término municipal de San Sebastián de los Reyes sufrieron importantes retrasos debido a las crecidas experimentadas por el río Jarama durante las épocas de plantación de las distintas anualidades. Esta situación provocó que las plantaciones se ejecutaran demasiado tarde, teniendo que soportar temperaturas demasiado elevadas, provocando la brotación pocos días después de la plantación.

La regulación de los caudales del río Jarama mediante embalses provoca que deban liberarse grandes cantidades de agua para dar cabida al volumen generado durante el deshielo. Por lo tanto, los motivos que provocaron estas desviaciones son difícilmente modificables, debiendo adaptarse la época de plantación.

Evaluación final

En lo relativo a las acciones de restauración, durante el desarrollo del proyecto se han conseguido los siguientes resultados:

Plantación de 7.128 ud. de *Ulmus laevis* y 9.652 ud. de *U. minor* resistentes a la grafiosis en zonas de ribera y entornos urbanos, con una tasa de supervivencia global del 85 % al finalizar el proyecto:

- 24,70 ha de terrenos naturales restauradas con olmos en Aranjuez y 20,59 ha en San Sebastián de los Reyes.
- 16 km de riberas restauradas, de las cuales 8 tramos son accesibles al público y disponen de dotaciones recreativas.
- 9 ha de plantaciones divulgativas con olmos en entornos urbanos, los cuales incluyen jardines, parques, patios de colegios y zonas verdes periurbanas.
- 5 km de alineaciones recuperadas con olmos en caminos históricos dentro del Paisaje Cultural de Aranjuez, declarado Patrimonio Mundial por la UNESCO.

Redacción y difusión de un «Manual de Gestión Forestal Sostenible de las Olmedas», con directrices para la utilización de estas especies en proyectos de restauración de hábitats degradados y una relación de lecciones aprendidas en el trascurso del proyecto.

La difusión que se realizó del proyecto posibilitó que distintas entidades públicas y privadas quisieran reproducir la idea en otras zonas. En los años posteriores, o incluso de manera simultánea a la ejecución del proyecto, se plantaron unos 30.000 olmos en terrenos públicos en 36 de las 50 provincias españolas, por medio de las donaciones de olmos que realiza el Ministerio a entidades públicas y asociaciones, consiguiendo replicar el proyecto a escala nacional.

De igual manera, los organismos de gestión hidrológica introdujeron el uso de los olmos ibéricos en actuaciones de restauración ecológica de riberas. Siete de las nueve confederaciones hidrográficas (en adelante, CH) españolas presentaron propuestas de plantación de olmos y solicitaron la donación de ejemplares al Ministerio. En concreto: CH Duero, CH Ebro, CH Guadalquivir, CH Guadiana, CH Júcar, CH Segura y CH Tajo.

Persistencia de la zona restaurada

El régimen de propiedad de todos los terrenos donde se han llevado a cabo acciones de restauración es público. Además, está sujeto, en la mayoría de los casos, a algún tipo de figura de protección o régimen especial (dominio público hidráulico, vía pecuaria, monte de utilidad pública, parque natural, lugar de importancia comunitaria, etc.). Se prevé que las tareas de continuidad del proyecto queden integradas dentro de la normalidad de funcionamiento de las diferentes entidades públicas que gestionan estos espacios.

Presupuesto y financiación

Este proyecto se ha realizado en el marco de financiación de proyectos impulsados por la Unión Europea LIFE 13, alcanzando el coste total de 1.348.799 €. El montante aportado por la Unión Europea ascendió finalmente a 603.605 €, y el resto fue aportado por las diferentes entidades participantes.

Sistemas de control

No se ha utilizado ningún sistema de certificación específico del ámbito de la restauración ecológica. Sin embargo, tanto los estrictos requerimientos establecidos por el organismo gestor del programa LIFE como la auditoría externa a la que se someten este tipo de proyectos aseguran que se cumplen elevadas cotas de calidad.

Cualificación del personal

El equipo de gabinete estaba formado por un total de ocho personas trabajadoras de las diferentes entidades con titulaciones de doctor, ingeniero superior, ingeniero técnico y licenciados. Dado que el personal de campo era trabajador de empresas subcontratadas, se desconoce exactamente su formación.

Más información

Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural Universidad Politécnica de Madrid.

Subdirección General de Política Forestal y Lucha contra la Desertificación.

Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación.

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Web: www.olmosvivos.es

Autores: Jorge Domínguez Palacios (Tragsa); David León Carbonero (Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico); y Óscar Miravalles Quesada (técnica superior de ingenieros de montes de la Universidad Politécnica de Madrid).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE BOSQUES TEMPLADOS MEDIANTE PLANTACIÓN DE RODEALES DE ENRIQUECIMIENTO TRÓFICO PARA EL OSO PARDO *URSUS ARCTOS* L. Y OTRAS ESPECIES DE FAUNA

Localización/Ámbito de actuación

ZEC Fuentes del Narcea, Degaña e Ibias ES1200056, ZEC Somiedo ES0000054, ZEC Montovo-La Mesa ES1200010, ZEC Caldoveiro ES1200012, ZEC Peña Ubiña ES1200011, ZEC Alto Sil ES0000210 y ZEC Sierra de los Ancares ES4130010.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Fundación Oso Pardo (FOP).

Entidad/es socia/s del proyecto

Fundación Oso Pardo, socio coordinador.

Fundación Biodiversidad, socio beneficiario.

Fundación Patrimonio Natural de Castilla y León, socio beneficiario.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Durante el periodo de ejecución del proyecto LIFE Osos con Futuro, entre octubre de 2020 y marzo de 2025.

Las actuaciones recogen experiencias y lecciones aprendidas de otros proyectos LIFE desarrollados con anterioridad por la Fundación Oso Pardo.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Grupo XI. Incendios (provocados, accidentales o naturales).

La ganadería extensiva y los aprovechamientos forestales han supuesto una reducción histórica de la superficie ocupada por bosques en la cordillera Cantábrica, junto con un alto grado de fragmentación de los mismos. El fuego se ha utilizado y todavía se usa como herramienta para favorecer la creación de pastos, dando lugar en muchas zonas a una recurrencia de incendios forestales que destruye formaciones arboladas en regeneración, favorece la persistencia de brezales y matorrales y empobrece los suelos sobre los que se asientan.

Ecosistemas afectados

Brezales y matorrales de zona templada.

Praderas y pastizales naturales y seminaturales.

Bosques.

Las áreas oseras de la cordillera Cantábrica se caracterizan por un mosaico de formaciones vegetales entre las que destacan bosques caducifolios de robles (*Quercus robur* L., *Q. petraea* [Matt.] Liebl., *Q. pirenaica* Willd.), castaños (*Castanea sativa* Mill.), haya (*Fagus sylvatica* L.) o abedul (*Betula celtiberica* Rothm. & Vasc.), así como extensos brezales y matorrales de montaña y formaciones herbáceas naturales y seminaturales. Brezales, matorrales y praderas seminaturales son frecuentemente fruto de procesos de sustitución de bosques y arbustados tras la deforestación antrópica.

Las actuaciones de restauración se realizan tanto en zonas de bosque (rodales de enriquecimiento) como en matorrales y en formaciones herbáceas de origen antrópico, vinculadas a la ganadería extensiva y en desuso por abandono de los aprovechamientos ganaderos.

Motivación para desarrollar el proyecto

En la cordillera Cantábrica ya se han registrado variaciones en la alimentación del oso pardo asociadas al cambio climático durante las últimas décadas. Algunas especies particularmente sensibles al cambio climático, como el arándano (*Vaccinium myrtillus* L.), han reducido su importancia en la dieta de los osos cantábricos, posiblemente por la creciente irregularidad de sus fructificaciones, mientras que otras especies como cerezos (*Prunus avium* L.) o arraclanes (*Frangula alnus* Mill.) parecen haber aumentado su presencia en la dieta. Por otro lado, el castaño puede constituirse como un recurso clave en el escenario de cambio climático por su producción de cosechas más constantes que robles y hayas en el periodo

de hiperfagia otoñal, y por la posibilidad de que el cambio climático favorezca su crecimiento y fructificación en nuevas áreas de la cordillera Cantábrica. Por ello, el proyecto se planteó como una estrategia de adaptación y resiliencia del oso pardo frente al cambio climático al incrementar la disponibilidad trófica para el plantigrado y otras especies de fauna silvestre, con las especies que mejor se adapten a los escenarios de cambio climático. Estas actuaciones representan un modelo de restauración ecológica del bosque templado en áreas deforestadas, principalmente afectadas por perturbaciones como incendios, y en áreas de expansión de la especie y teniendo en cuenta la incidencia presente y futura del cambio climático.

Diagnóstico ecológico

Las zonas a reforestar son principalmente brezales y matorrales de zona templada que han sufrido incendios de forma recurrente y que se encuentran parcialmente degradadas. También se reforestan antiguas fincas agroganaderas en desuso. Estas áreas se seleccionan por tener un alto interés para el enriquecimiento del hábitat osero, porque en el entorno hay una escasa representación de las especies con las que se va a reforestar que darán alimento al oso pardo, y por cumplir con unas condiciones ecológicas acordes a las necesidades de las diferentes especies a plantar en escenarios de cambio climático realizados.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Las acciones de este proyecto se pueden enmarcar en la fase de «Recuperación progresiva de los ecosistemas naturales», dentro del continuo de procesos de restauración.

Los **principales objetivos** de este proyecto son:

- Contribuir a la mejora de la disponibilidad trófica para el oso pardo en escenarios de cambio climático, en espacios de la Red Natura de la cordillera Cantábrica, mediante la plantación y tratamientos selvícolas y culturales de pequeños bosquetes de especies autóctonas productoras de frutos de verano e invierno para los osos, y con baja vulnerabilidad climática, para compensar la reducción prevista en otros recursos tróficos.
- Promover la mejora de la percepción social del oso pardo y la conservación de sus hábitats mediante la implicación de los actores sociales del territorio en la realización de los trabajos de restauración y en la difusión de las experiencias y su contribución al desarrollo rural.

Como **ecosistema de referencia** se consideran tanto los bosques mixtos y arbustados, con presencia de especies productoras de frutos carnosos, como los sistemas agroforestales formados por castañares tradicionales productores de fruto.

Marco legal

El fomento de actuaciones selvícolas y de enriquecimiento con especies de interés trófico para el oso y la elaboración de planes de restauración de hábitats oseros afectados por incendios u otras perturbaciones son medidas contempladas en la Estrategia para la Conservación del Oso Pardo en la cordillera Cantábrica, y deben ser trasladadas a los planes autonómicos de recuperación de la especie (actualmente en revisión).

Las actuaciones cumplen las disposiciones de gestión forestal establecidas por las comunidades autónomas y cuentan con las correspondientes autorizaciones de los órganos gestores de los espacios naturales protegidos en los que se desarrollan.

Acciones de restauración

Para contribuir a la mejora de la disponibilidad trófica para el oso pardo se realizan tres tipos de actuaciones:

1) Plantación de árboles frutales productores de frutos carnosos para aumentar la disponibilidad trófica para los osos.

La actuación consiste básicamente en la plantación de pequeños rodales de árboles y arbustos autóctonos de crecimiento rápido-medio y productores de frutos carnosos de interés trófico para el oso pardo, como cerezo, arraclán, mostajo (*Sorbus aria* L. Crantz), serbal de cazadores (*Sorbus aucuparia* L.) y manzano (*Malus sp.*), entre otras especies.

Las semillas para la producción de los plantones se recogen en áreas compatibles del entorno de las zonas de actuación, y en fuentes semilleras autorizadas en el caso de las especies reguladas. Las plantas son producidas principalmente en viveros oficiales (Vivero Forestal de La Mata, del Principado de Asturias, y Vivero Forestal Central, de la Junta de Castilla y León). Se prioriza el uso de planta joven (de 1-2 savias).

Los rodales a plantar tienen una superficie media de entre 1 y 5 ha y están formados por una mezcla de especies distribuidas irregularmente en función de las características culturales de las especies y de la calidad de estación, con densidades iniciales de entre y 1.100 pies/ha. Los rodales se implantan en zonas deforestadas o claros forestales ocupadas por pastizales o brezales seminaturales, y se distribuyen por el territorio buscando los emplazamientos más favorables o con mejores condiciones edáficas y de orientación. Se respetan y conservan todas las áreas de regeneración natural, así como claros y calveros naturales y zonas de alto valor de conservación.



> **Figura I.** Mostajos (*Sorbus aria*) plantados en la montaña central de León para crear puntos de alimentación para el oso pardo y mejorar su hábitat.
Autoría: Fundación Oso Pardo.



> **Figura II.** Plantación de abedules (*Betula celtiberica*), junto con otras frondosas autóctonas, en la vertiente leonesa del corredor interpoblacional del oso pardo para incrementar la cobertura y facilitar la comunicación entre la población de osos pardos en la cordillera Cantábrica.
Autoría: Fundación Oso Pardo.

La plantación se realiza en parada vegetativa, entre finales de octubre y finales de marzo. Previamente, se realiza un tratamiento del terreno consistente en un ahoyado en profundidad, removiendo 0,6-0,8 m³ por pie y primando hoyos más grandes para especies más sensibles al estrés hídrico o con sistema radicular superficial. El ahoyado se realiza con retroaraña, que minimiza los efectos negativos de compactación del suelo o afección a la vegetación existente. Se mantiene el matorral existente por su efecto facilitador y tan sólo en zonas muy densas se realiza un pequeño despeje alrededor de cada hoyo con el propio cazo de la maquinaria. En algunos casos concretos, y en función de la dificultad de acceso, se realiza un ahoyado manual. No se hace ninguna labor de desbroce a hecho ni subsolado o alteración de la cobertura vegetal o el suelo. En zonas de alta incidencia de herbívoros silvestres o domésticos, las plantas se protegen mediante tubos protectores de polipropileno con sus correspondientes tutores, aunque se evita en lo posible el uso de estos tubos y en la mayoría de las situaciones resulta preferible incrementar la densidad de plantación asumiendo un cierto grado de pérdidas a medida que avance el crecimiento de los árboles. En zonas con alta presión de herbivoría se contempla sustituir los tubos protectores por cercados temporales de exclusión construidos con postes de madera y malla metálica.

2) Plantación de variedades de castaños autóctonos para aumentar la disponibilidad trófica para los osos.

En lugares seleccionados cuidadosamente, se van a implantar rodales dominados por castaño, mediante plantación de castaños bravos de 1-2 savias procedente de semilla recogida de fuentes semilleras locales en densidades de 250-300 pies/ha y el posterior injertado con variedades locales. El material para la realización de los injertos se obtiene de castaños centenarios localizados en el entorno y cuya variedad ha sido evaluada y confirmada previamente mediante análisis genéticos. La selección a lo largo de siglos de los mejores castaños productores de fruto y/o madera en las condiciones de cada zona geográfica y su propagación mediante injerto ha ido dando lugar a numerosas variedades locales muy adaptadas, productivas o resistentes a diferentes enfermedades o inclemencias. En las plantaciones de castaño, la protección individual se realiza con estacas y malla metálica, permitiendo la circulación del aire y evitando daños a la planta por heladas o una influencia negativa en el crecimiento en diámetro.

3) Restauración y tratamiento de bosques de castaños para aumentar la producción de fruto y la resiliencia climática.

Esta actuación consiste en el tratamiento y restauración de castañares abandonados con la finalidad de aumentar la producción de frutos, la resiliencia climática y mejorar el estado sanitario de la masa. Para ello, se combinarán conocimientos tradicionales con técnicas modernas para la conservación y mantenimiento del castañar mediante acciones de limpieza de matorral y saneamiento de árboles enfermos; y para la recuperación de castaños de interés: selección de ejemplares y tala de pies que compitan directamente con el seleccionado, así como poda y eliminación de brotes bajos e injerto de los pies seleccionados con variedades de interés.



➤ **Figura III.** Cerezos (*Prunus avium*) plantados en 2016, en el marco del LIFE Desfragmentación Oso, para incrementar la oferta de alimento para el oso pardo y otras especies de fauna. **Autoría:** Fundación Oso Pardo.

Por otro lado, para promover la mejora de la percepción social del oso pardo y la conservación de sus hábitats, todos los trabajos de restauración para la mejora de la disponibilidad trófica para el oso pardo son realizados por personas desempleadas locales contratadas en el proyecto o por pequeñas empresas o cooperativas locales. De esta manera, se contribuye a su vez al desarrollo socioeconómico de los territorios de actuación.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Todos los trabajos se realizan previa información y consenso con los habitantes locales, desarrollando reuniones informativas en los municipios de actuación. Una vez que existe interés en participar, se firman acuerdos de custodia del territorio con los propietarios de los terrenos de actuación, tanto particulares como juntas vecinales o ayuntamientos, en los que se establecen las actuaciones a ejecutar y el compromiso de conservación de la plantación durante un periodo mínimo de treinta años.

Los trabajos de plantación se realizan con mano de obra local, contratando cooperativas o empresas forestales de la zona de actuación o creando cuadrillas específicas del proyecto mediante la contratación y formación de personas desempleadas de los municipios en los que se desarrollan los trabajos. Así, además de la generación de empleo verde local, el proyecto capacita y forma a trabajadores y propie-

tarios interesados en la conservación forestal y, especialmente, en la gestión de formaciones de castaño para la producción de fruto y otros servicios ecosistémicos. Además, el proyecto se desarrolla en colaboración con equipos científicos especializados y contribuye a la mejora de la información y el conocimiento científico para la conservación de hábitats y la gestión de castañares en áreas oseras.

Seguimiento de la RE

La Fundación Oso Pardo realiza un seguimiento de las actuaciones de restauración durante y después de la ejecución. Los principales indicadores de resultados y de impacto que se monitorizan son los siguientes:

- Número de rodales de frutales carnosos y de castaño, número de hectáreas y número de árboles plantados.
- Grado de implantación y supervivencia de plantas en frutos carnosos y bosques de castaños (recuentos de pérdidas de plántulas y evaluación de daños en plantas vivas).
- Seguimiento de la efectividad de los tratamientos de restauración de bosques de castaños.
- Mejora de la disponibilidad de recursos tróficos para el oso pardo en escenarios de cambio climático (a partir de resultados de plantaciones, datos de producción y modelos con proyecciones de productividad).

- Número de actores sociales e interesados informados e involucrados en las acciones de conservación del proyecto (listas de propietarios con los que se han firmado acuerdos de custodia del territorio, técnicos, trabajadores o empresas locales contratados, etc.).

Mantenimiento

Los trabajos de mantenimiento a medio y largo plazo consisten en la monitorización de la supervivencia de plantas y la reposición de marras en el primer año tras la plantación, el cuidado de protectores y cerramientos y su retirada posterior, y el seguimiento de la presencia de oso u otras incidencias de interés. Todos los protectores y cerramientos han de ser retirados a partir de los 5-8 años de desarrollo de la plantación (y antes en el caso de marras o tubos tumbados por herbívoros o inclemencias meteorológicas). Se presta especial atención a los usos humanos en el entorno y a la solución de problemas vinculados a posibles incendios, entrada de ganado en zonas restauradas, plagas forestales, etc. No se realizan otras acciones intensivas de mantenimiento, ya que el propio objetivo de la actuación es favorecer una evolución natural de las áreas restauradas.

Desviaciones

Evaluación final

Los resultados esperados son:

- Plantación de 150.000 árboles y arbustos autóctonos productores de frutos carnosos (cerezos, manzanos, arcañales, etc.) en 225 pequeños bosquetes (155 ha), distribuidos considerando las ubicaciones idóneas en los escenarios de cambio climático.
- Plantación de 25.000 castaños injertados con variedades autóctonas en 75 pequeños bosquetes (55 ha), distribuidos considerando las ubicaciones idóneas en los escenarios de cambio climático.
- Restauración y tratamiento en 15 ha de bosques de castaños abandonados (tratamiento aproximadamente en 2.200 árboles), para aumentar la producción de fruta y la resiliencia climática.

A partir de los resultados de la monitorización, se realizará una primera evaluación a los 5-8 años, estableciendo el grado de consecución de objetivos e impactos respecto a la evolución de la zona restaurada, la riqueza de especies, la producción de recursos tróficos disponibles para el oso y otras especies, el grado de presencia y uso por el oso pardo, los servicios ecosistémicos y la relación con los usos humanos en la zona.

El planteamiento del proyecto entra de lleno en el concepto de soluciones basadas en la naturaleza (SbN) según el estándar de la UICN, al plantear una serie de acciones para proteger, gestionar y restaurar de manera sostenible ecosistemas multifuncionales, ricos en biodiversidad y modificados por la acción humana durante siglos, haciendo frente a desafíos sociales como el abandono rural o la pérdida de biodiversidad asociada a estos paisajes, de manera efectiva y adaptativa y proporcionando simultáneamente beneficios para el bienestar humano y la biodiversidad.

Persistencia de la zona restaurada

Las intervenciones son perdurables a largo plazo porque se desarrollan en el marco de acuerdos de custodia del territorio con los propietarios, con un compromiso de plazo temporal de al menos treinta años, y se establecen consensos previos con los actores locales, implicando además a los propietarios en los trabajos y la posterior conservación de las áreas restauradas y en la valoración de los beneficios que se producen desde los primeros años.

Algunas intervenciones se realizan en montes privados con titularidad en proindiviso en los que la Fundación Oso Pardo es copropietaria, lo que garantiza la conservación de las zonas restauradas y el mantenimiento de la relación y los acuerdos con el resto de los copropietarios. La Fundación Oso Pardo desarrolla, además, un plan de mantenimiento y monitorización de todas las superficies restauradas en diferentes proyectos.

Todas las acciones de restauración se desarrollan en espacios de la Red Natura 2000 y, en su mayor parte, en el interior de espacios naturales protegidos de las respectivas redes regionales, lo que supone una garantía para su conservación y persistencia.

Presupuesto y financiación

El proyecto LIFE Osos con Futuro (LIFE19/NAT/ES/000913) tiene un presupuesto de 2.580.000 €, de los que el 75 % es aportado por la Unión Europea y el resto por los socios del proyecto con el apoyo del Principado de Asturias y la Fundación Tierra Pura. Este presupuesto incluye los trabajos de restauración mediante plantación de rodales forestales, pero, además, otro conjunto de acciones de gestión, divulgación, información y sensibilización.

Sistemas de control

Se está trabajando en la participación en un proyecto agrupado que facilite la aplicación de estándares internacionales de certificación dirigidos tanto a la captura y almacenamiento de carbono (Verra VCS Standard) como a sus efectos sobre la biodiversidad y el desarrollo rural de las poblaciones locales (Verra CCB Standard).

Cualificación del personal

La definición, planificación y seguimiento de los trabajos sobre el terreno es desarrollada por, al menos, 8 personas con titulación técnica, doctores o licenciados, en ingeniería de montes, biología y ciencias ambientales del equipo técnico de la Fundación Oso Pardo e investigadores del Área de Ingeniería Agroforestal-Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, de la Escuela Politécnica de Mieres-Universidad de Oviedo, del Centro Universitario de Mérida de la Universidad de Extremadura y del Instituto Mixto en Investigación de la Biodiversidad (UO/CSIC/PA) de la Universidad de Oviedo, el CSIC y el Principado de Asturias.

Los trabajos son ejecutados por equipos de personas locales que forman cuadrillas forestales, previsiblemente 2 capataces y 8 peones forestales. A su vez, la preparación del terreno es realizada por una retroaraña con un maquinista experimentado que desempeña las labores de ahoyado con despeje de matorral de entorno a 1 m² alrededor de los hoyos.

El equipo técnico tiene una experiencia de más de 10 años desarrollando intervenciones similares en la Cordillera Cantábrica. Los equipos de trabajo de campo están formados por personas que generalmente tienen experiencia en trabajos forestales o agrarios, aunque durante el proyecto se monitoriza y capacita a los trabajadores en los principios de la restauración ecológica y las características específicas de las actuaciones a realizar.

Más información

Referencias:

Manual de gestión de corredores oseros: http://fundacionosopardo.org/wp-content/uploads/2018/10/manual_corredores_oso_2012.pdf

Web:

<https://fundacionosopardo.org/proyecto-life-osos-con-futuro/>

Autores: Fernando Ballesteros (Fundación Oso Pardo); Guillermo Palomero (Fundación Oso Pardo); María Gómez (Fundación Oso Pardo); María Párraga (Fundación Oso Pardo); y Pedro Álvarez-Álvarez (Universidad de Oviedo).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DEL ROL DEL FUEGO EN LA GESTIÓN DE BOSQUES DE PINO LARICIO PARA MEJORAR SU RESILIENCIA Y ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO: CASO DE LA SERRA DE MONTSANT (CATALUÑA)

Localización/Ámbito de actuación

Municipios de Margalef y Cabacés (Tarragona), Serra del Montsant.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC).

Bombers GRAF del Departament d'Interior (DINT). Generalitat de Catalunya.

Entidad/es socia/s del proyecto

Centre de la Propietat Forestal (CPF).

Fundació Catalunya-La Pedrera.

Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1 de junio de 2014-31 de mayo de 2018.

Actuaciones realizadas en el marco del proyecto LIFE+Pinassa «Gestión sostenible para la conservación de los bosques de pino laricio (*Pinus nigra*) en Cataluña», «Hábitat 9530*. Pinares (sud-) mediterráneos de *Pinus nigra* endémicos».

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendios (provocados, accidentales o naturales).

En las últimas décadas, la superficie y calidad de los pinares de laricio ha sufrido una regresión importante en Cataluña, debido a la reducción de la vitalidad del arbolado, por la acumulación de biomasa en el monte y estrés hídrico, afectación de incendios forestales y abandono generalizado de la gestión, agravada por los impactos del cambio climático.

Los cambios socioeconómicos del siglo XX, con el descenso generalizado de la actividad en el entorno rural, iniciaron las dinámicas de expansión y densificación de los bosques, también en el caso del pino laricio. Asimismo, el abandono del uso de pastizales y del aprovechamiento de leñas ha supuesto un incremento de las formaciones mixtas con *Quercus* mediterráneos, de robles y carrascas, en el sotobosque de los bosques de pino laricio.

Además, estos bosques de laricio han sido gestionados tradicionalmente por entresaca y hoy en día presentan, en general, estructuras forestales con una elevada continuidad vertical de vegetación y acumulación de combustible vegetal en el sotobosque, estructuras muy vulnerables a generar fuegos de copas de alta intensidad, como los sucedidos en la zona en las últimas décadas.

A corto plazo, los bosques de pino laricio son muy frágiles tras ser afectados por grandes incendios, debido a su dificultad de regeneración en espacios muy abiertos. Por ello, tras incendios catastróficos, como consecuencia de largos periodos de tiempo de eliminación del fuego y/o abandono de la gestión y de los usos tradicionales, en combinación con condiciones climáticas extremas, la resiliencia de los bosques de pino laricio se ve comprometida.

Ecosistemas afectados

Bosques «HIC 9530. Pinares (sud-) mediterráneos de *Pinus nigra* endémicos».

Motivación para desarrollar el proyecto

La principal motivación es la conservación del hábitat de interés comunitario prioritario descrito en el anexo 1 de la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres: «9530*. Pinares (sud) mediterráneos de *Pinus nigra* endémicos».

Además, tanto desde las Administraciones como desde los propietarios forestales y las entidades locales existe una preocupación por la conservación de estos espacios debido a su interés ecológico y productivo, y un interés por disponer de directrices y herramientas para preservar los bosques de pino laricio, muy vulnerables a los fuegos de alta intensidad, pero adaptados a los pequeños fuegos, dada la ecología de esta especie. De ahí la importancia de reintroducir el fuego prescrito como herramienta para la conservación de estos pinares.

Diagnóstico ecológico

Los pinares de pino laricio (también conocidos como pinassa o pino negral) ocupan unas 140.000 ha en Cataluña (DGDRPF, 2016), entre bosques puros y mixtos, y están considerados dentro de la Directiva Hábitats como hábitat prioritario y de interés comunitario. En Cataluña, se distribuyen principalmente en los Prepirineos y en puntos montañosos de las sierras prelitorales, así como en las montañas meridionales, y corresponden a *Pinus nigra* Arn. subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco var. *pyrenaica*. El pino laricio tiene una gran relevancia económica, ambiental y social en Cataluña, siendo uno de los pinos con mayor contribución al mercado de la madera catalán (20 %, detrás del pino silvestre y del pino carrasco), pero a la vez presenta una gran vulnerabilidad a los grandes incendios forestales, por la acumulación de biomasa en el monte y estrés hídrico, como se ha comentado en el apartado «Origen de la perturbación», lo que puede generar una regresión de dichos pinares.

Características concretas del rodal donde se ha realizado la actividad

Municipios: Margalef y Cabacés (Priorat).

Superficie: 3,2 ha.

Masa adulta de pino laricio con señales de fuegos pasados, pero sin heridas. En general, esta estructura ocupa un espacio a lo largo de la cresta principal alternando espacios abiertos de matorral y hierba con pies dispersos o pequeñas agrupaciones de árboles. Zona de caída de rayos muy recurrente en la que se observan rodales de distinta densidad de matorral debido al efecto de los fuegos de rayo. El regenerado de pino laricio se distribuye por rodales, de 0,5 a 1,5 m de altura, acompañado de sotobosque de lastón, romero, aulaga, enebro y estepas con cobertura variable del 20 al 75 %. En las zonas con mayor cobertura de matorral se pueden generar problemas futuros de acumulación de biomasa disponible (seca) y grandes incendios, así como problemas en el desarrollo de la regeneración y pérdida de la diversidad florística, abravados por el cambio climático, que pueden sacrificar la persistencia del rodal y conservación de sus valores ecosistémicos.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los objetivos de la restauración son **reintroducir el fuego de manera controlada como elemento natural necesario para asegurar las funciones y procesos ecológicos de los bosques de pino laricio**. Los bosques adaptados a la recurrencia de los fuegos son una de las mejores garantías para evitar grandes y devastadores incendios forestales, así como para conservar el hábitat de pino laricio.

El pino laricio es una especie con adaptaciones al fuego, como son una corteza gruesa y aislante (relativamente no inflamable), acículas largas, autopoda de las ramas inferiores, copa aparasolada y raíces profundas. Así mismo, ha formado históricamente, en determinados lugares, lo que se conoce como bosques adaptados a la recurrencia de fuegos, que en general presentan indicadores de madurez más elevados.

Los bosques de pino laricio, adaptados a fuegos frecuentes y de baja severidad, suelen ser bosques con un sotobosque poco abundante, con discontinuidad vertical de los estratos de vegetación, con árboles de grandes dimensiones y copas elevadas, y con menor densidad de arbolado y más abiertos en cuanto a su cobertura arbórea. En comparación con otras estructuras forestales desarrolladas en ausencia de fuego, los bosques con recurrencia de fuegos tienen una menor densidad arbórea y una estructura más abierta formada por una cantidad superior de árboles grandes y adultos. Además, la frecuente recurrencia de fuegos en estos bosques refuerza su heterogeneidad espacial, lo que potencia bosques con una elevada variedad de flora, fauna y procesos ecológicos a pequeña escala. La mezcla de espacios umbríos formados por grupos de árboles y pequeños espacios abiertos proporciona una elevada biodiversidad a escala local.

En este sentido, **el objetivo concreto de la experiencia de restauración que aquí se presenta es reintroducir el fuego mediante la realización de una quema prescrita**, para emular la acción natural de los fuegos de rayo en esta zona, para mantener estructuras de pino laricio resistentes al fuego y más resilientes a los impactos del cambio climático. Se persigue la eliminación del matorral y la regeneración herbácea para rebajar la carga de combustible y mejorar la discontinuidad vertical y horizontal de este. Así se consigue el objetivo de prevención de incendios, diversificación florística y rejuvenecimiento de herbáceas.

Marco legal

Zona catalogada como ZEC: ES5140017 «Serra de Montsant-Pas de l'Ase» dentro del Parc Natural de la Serra del Montsant.



➤ **Figura I.** Pinus nigra que ha sobrevivido a un fuego de alta intensidad gracias a su gruesa corteza. **Autoría:** Bombers de la Generalitat de Catalunya.



➤ **Figura II.** Aplicación del fuego de baja intensidad mediante quemas prescritas. **Autor:** Jordi Bas.

Acciones de restauración

Se han realizado actuaciones para la conservación de bosques de *Pinus nigra* adultos adaptados al régimen natural de fuegos, emulando la dinámica natural del fuego de baja intensidad, como elemento clave que garantiza la conservación del hábitat de *Pinus nigra*, manteniendo estructuras con baja carga de combustible en los estratos inferiores y un dosel arbóreo vital. Para ello se aplicó fuego de baja intensidad mediante quemas prescritas en localizaciones que presentaban signos de madurez, señales de la acción de fuegos naturales y que, por el contrario, en la actualidad mostraban una carga de combustibles en los estratos inferiores, que podía comprometer la supervivencia de la especie por el paso de un fuego de origen natural o antrópico.

Las quemas se ejecutan obedeciendo a un plan de quema previamente diseñado y aprobado, donde se especifican los objetivos de la quema, la ventana meteorológica de prescripción, los trabajos previos de acondicionamiento, los recursos necesarios y las particularidades de la ignición, entre otros. Previamente a la realización de la quema prescrita, se ejecutaron trabajos preparatorios del rodal a través de líneas físicas de delimitación del rodal mediante herramientas mecánicas (un total de 1.000 m de líneas de defensa).

La conducción de la quema se realizó a partir de un patrón de ignición según las condiciones del terreno, de combustible y la meteorología. El patrón de ignición se ajustó a la intensidad del frente (longitud de la llama), variando el espacio de carrera mediante la aplicación lineal o puntual del fuego, o bien modificando la interacción entre frentes para ajustar el comportamiento óptimo del fuego y lograr, de este modo, los objetivos descritos en el plan de quema. Una vez finalizada la fase de ignición de la quema, se procedió a la fase de remate, que consiste en el enfriamiento de puntos calientes y en el sellado del perímetro para asegurar que el fuego no traspase los límites establecidos. La quema la realizaron los Bombers GRAF del Departament d'Interior (DINT), de la Generalitat de Catalunya.

Condiciones de ejecución de la quema:

Quema realizada en septiembre de 2015:

Meteorología	Parámetros de ejecución de la quema
Temperatura media: 15,3 °C.	Altura de la llama: < 2 m. Mortalidad: 0 %.
Humedad relativa media: 57 %.	Altura de chamuscado arbolado: inferior a 1,5 m.
Velocidad del viento media: 6,9 km/h.	Altura primera rama viva arbolado: 4,5 m.

Tabla I. Condiciones de ejecución de la quema.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se realizó una tarea de comunicación a la población y propietarios forestales. También se realizaron avisos a los ayuntamientos de los municipios afectados y a medios de comunicación, antes de realizar las quemas.

Seguimiento de la RE

El seguimiento de la RE se ha realizado a través de una red de parcelas permanentes instaladas en las distintas áreas de pino laricio donde se ha reintroducido el fuego. En las parcelas se han realizado mediciones para caracterizar la estructura forestal (diámetro y altura de los árboles, entre otros) y el sotobosque (especies, recubrimientos y alturas). También se ha caracterizado la vulnerabilidad del rodal forestal ante incendios mediante el uso de una clasificación de tipologías forestales según su vulnerabilidad a generar fuegos de copas (CVFoC, Piqué *et al.*, 2011), donde las tipologías A, B y C son «muy», «medianamente» y «poco vulnerables» a generar fuegos de copas, respectivamente. Estas mediciones se realizaron antes y dos años después de aplicar el fuego. También se realizaron inventarios de árboles individuales (análisis dentro, seguimiento del crecimiento y vitalidad) e inventarios de biodiversidad (madera muerta, cavidades y flora singular).

Además, se han monitoreado las condiciones de la quema, mediante la instalación de termopares que miden la temperatura que alcanza el fuego, y se midieron variables de intensidad del fuego, como por ejemplo la altura de chamuscado.

Mantenimiento

Desde la realización de las quemas prescritas no se ha realizado ninguna tarea de mantenimiento.

Desviaciones

Las estructuras de pino laricio adultas se encuentran, en la mayoría de los casos, en zonas de difícil acceso para vehículos rodados, lo que complica el despliegue de los equipos de quema y, en consecuencia, condiciona los costes y rendimientos. Los trabajos de preparación de parcela y retén posterior a la quema son más complejos porque implican más horas dedicadas al acceso al sitio. El despliegue para la ejecución requiere una planificación más cuidadosa, se necesitan transportes de material durante los días previos a la quema y su recogida en días posteriores a la actuación, para aprovechar al máximo las ventanas de condiciones óptimas para la aplicación del fuego. Estas ventanas son más restrictivas debido a que las quemas se aplican al final del verano, para emular los fuegos naturales.

Se trata de quemas que representan un compromiso importante, tanto desde el punto de vista de la seguridad de la quema como del valor del hábitat tratado. La complejidad de acceso implica un equipo de control diferente al habitual en quemas accesibles, y que se compone generalmente de recursos de autobombas e instalaciones de manguera.

Además, puesto que las quemas se aplican al final del verano, para emular fuegos naturales, la elección de la ventana de quema es más restringida que en otros escenarios para garantizar un determinado comportamiento del fuego, acorde con los objetivos de conservación que se pretenden alcanzar.

Por el contrario, la conducción de la quema y el patrón de ignición pueden ser más sencillos que en estructuras más jóvenes y pluriestratificadas, al tratarse de bosques con poco combustible de escalera y una cobertura de superficie, en general, por debajo del 50 %. No obstante, debe prestarse especial atención a las fases de retén, que se pueden prolongar días si las condiciones de disponibilidad del grueso de materia orgánica son altas, como en las condiciones propias de finales de verano, cuando es habitual acumular altos valores de sequía que facilitan la combustión lenta de subsuelo.

Evaluación final

En general, se han alcanzado los objetivos planteados en una proporción muy elevada, al haberse eliminado el estrato de vegetación que podía poner en peligro la vitalidad de las copas de los pinos laricio adultos en caso de un eventual incendio (**tabla II**). Además, se ha conseguido reducir la vulnerabilidad del rodal a fuegos de copas, pasando de tipologías B a C, mientras que las características del arbolado no se han visto prácticamente modificadas (**tabla III**). En las zonas más abiertas, donde se situaba la implantación de regenerado de pino laricio de < 3 m, se considera que la proporción de pies vitales después de la quema será suficiente para garantizar la persistencia del bosque. Se prevé así un notorio incremento de probabilidades de supervivencia de estos pies en caso de un eventual incendio, así como un mayor grado de conservación y resiliencia del hábitat.

	Fración de cabida cubierta	Densidad arbolado	Diámetro medio de los pies	Área basimétrica	Altura media de los pies	Volumen con corteza	CVFoC
	%	pies/ha	cm	m ² /ha	m	m ³ /ha	
Antes	60	565	22,3	22,0	9,1	103	B8
Después	55	552	22,4	21,7	9,3	104	C9/C10

Tabla II. Características del sotobosque antes y dos años después de la quema.

	Fracción de cabida cubierta	Densidad arbolado	Diámetro medio de los pies	Área basimétrica	Altura media de los pies	Volumen con corteza	CVFoC
	%	pies/ha	cm	m ² /ha	m	m ³ /ha	
Antes	60	565	22,3	22,0	9,1	103	B8
Después	55	552	22,4	21,7	9,3	104	C9/C10

Tabla III. Características dasométricas del rodal antes y dos años después de la quema.

Persistencia de la zona restaurada

La eliminación del combustible de escalera y la reducción del de superficie tendrán un efecto positivo en la preservación del hábitat de pino laricio y de la vitalidad del arbolado adulto en caso de un eventual incendio. La cobertura del combustible de escalera se mantendrá por debajo del 25 % durante unos cuantos años en esta localización, ya que las especies de matorral que componen el sotobosque necesitan tiempo para alcanzar alturas superiores a los 130 cm, lo que confiere un elevado grado de protección del rodal forestal frente a un futuro incendio forestal. La presencia de hierba nueva podrá constituir un elemento de atracción para los herbívoros naturales de la zona y facilitar el mantenimiento de un estrato de superficie con bajas cargas de matorral, a la vez que se promueve una mayor diversidad herbácea y arbustiva.

Presupuesto y financiación

Las actuaciones realizadas de reintroducción del fuego se han financiado a través del LIFE+ Pinassa «Gestión sostenible para la conservación de los bosques de pino laricio (*Pinus nigra*) en Cataluña». Para el caso concreto del rodal que se ha presentado, los costes de ejecución son elevados, puesto que, como se ha explicado previamente, los trabajos de preparación de la parcela y retén posterior a la quema son complejos, porque implican más horas dedicadas al acceso a la zona y la quema en sí requiere de una planificación y ejecución más cuidadosa. En este caso, se destinaron unas 50 horas/ha para la ejecución de las 3,2 ha de quema y 60 horas/ha adicionales en preparación y retén, que aportan una idea de la proporción de reparto de esfuerzos característica de este tipo de zonas de difícil acceso. Considerando unos costes aproximados de entre 20 y 30 €/hora, según la categoría profesional y responsabilidad dentro de la quema (jefe de quema, equipo de ignición o control), estaríamos hablando de un coste de la actuación de entre 2.500 y 3.000 €/ha.



9 de octubre de 2015



9 de octubre de 2015



2 de septiembre de 2016



2 de septiembre de 2016



9 de agosto de 2020



9 de agosto de 2020

Figura III. Imágenes del rodal durante la quema, y al cabo de un año y cinco años. **Auto-ría:** Bombers de la Generalitat de Catalunya.

Sistemas de control

No se siguió ningún sistema de certificación.

Cualificación del personal

Las actuaciones han sido realizadas por personal especializado de los Bombers GRAF de la Generalitat de Catalunya, en colaboración con el Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC), que se ha encargado del monitoreo de la quema y seguimiento del impacto de la quema sobre el bosque de pino laricio. Entre el equipo había ingenieros forestales, biólogos y ambientólogos.

Más información

Referencias:

DGDRPF (2016) Mapa Forestal de España. Escala 1:25.000. Catalunya. Madrid: Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Domènech, R. *et al.* (2018) [El papel del fuego en la conservación del hábitat de los bosques de pino laricio \(Pinus nigra Arn.\)](#). Proyecto LIFE+Pinassa. Lleida: Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC).

Piqué, M. *et al.* (2011) [Integració del risc de grans incendis forestals \(GIF\) en la gestió forestal: Incendis tipus i vulnerabilitat de les estructures forestals al foc de capçades. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya \(ORGEST\)](#). Barcelona: Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

Web:

<https://lifepinassa.eu/?lang=es>

Autores: Rut Domènech (Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya [CTFC] y Consorci de Polítiques Ambientals de les Terres de l'Ebre [CO-PATE]); Míriam Piqué (Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya [CTFC]); y Asier Larrañaga (Bombers GRAF, Departament d'Interior. Generalitat de Catalunya).

Nombre del proyecto

LIFE RIBERMINE (ESCENARIO DE PEÑALÉN, GUADALAJARA)

Localización/Ámbito de actuación

Municipio de Peñalén (Guadalajara, Castilla-La Mancha).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

Entidad/es socia/s del proyecto

Socio coordinador: Dirección General de Transición Energética. Gobierno de Castilla-La Mancha. Socios asociados: Universidad Complutense de Madrid, Asociación Centro Ciencia Viva de Lousal (Portugal), CAOBAR S.A. y GEACAM.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Octubre de 2019-marzo de 2024.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II. Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.).

Ecosistemas afectados

Pinares (sud-) mediterráneos de *Pinus nigra* endémicos (9530*) y robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis* (9240).

Motivación para desarrollar el proyecto

Eliminación del impacto ambiental crítico (hidrológico aguas abajo, ecológico y paisajístico *in situ*) originado por las minas abandonadas de caolín de Peñalén. Desarrollo de mejores técnicas disponibles en restauración minera que puedan ser transferidas al sector minero y a las administraciones públicas.

Diagnóstico ecológico

La mina Santa Engracia se ubica en la zona periférica de protección del parque natural del Alto Tajo, en el sistema Ibérico, en un espacio que también forma parte de la Red Natura 2000 y del Geoparque Comarca de Molina-Alto Tajo. Este paisaje se caracteriza por amplias parameras y plataformas, culminadas en torno a 1.400 m de altitud. En esas plataformas, el río Tajo ha excavado un amplio sistema de cañones de origen fluvial. Las minas de todo este entorno se ubican en la parte superior de las laderas que constituyen los valles y cañones de río Tajo y sus afluentes. La culminación de dichas laderas está formada por cantiles y cornisas desarrolladas sobre rocas carbonáticas, las cuales dan paso a vertientes desarrolladas sobre sustratos de arenas silíceas y caoliníferas y arcillas, recubiertas por coluviones carbonáticos. El clima es mediterráneo templado con veranos secos y suaves con una influencia continental notable. La precipitación media anual es de 780 mm y la temperatura media anual es de 10 °. Los inviernos son largos y fríos, con frecuentes nevadas, y los veranos, secos, con frecuentes tormentas convectivas (precipitaciones de alta intensidad). Las precipitaciones son comunes en primavera y otoño. Los suelos más comunes de la zona son cambisoles calcáricos, leptosoles móllicos y leptosoles réndzicos. La vegetación de este entorno está dominada por bosques de pino negral (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) y quejigo (*Quercus faginea*), con matorrales como *Genista scorpius* y *Buxus sempervirens*. Los cortados rocosos albergan poblaciones de águila real, águila perdicera, halcón peregrino, alimoche, buitres leonados y búho real. Y en las masas arboladas aparecen azores, gavilanes, águilas calzada y culebrera, ratoneros, arrendajos, pito real, tejones, garduñas, comadreja, ginetas, corzos, gamos, ciervos y jabalíes.

La mina alteró significativamente todos los componentes de ese medio físico y natural recién descrito, siendo el efecto más negativo la intensa erosión que tuvo lugar, entre 1990 y 2020, en las escombreras exteriores de la explotación, cuyos sedimentos han estado llegando al río Tajo, dentro del parque natural, hasta la restauración. Con anterioridad a la recuperación que aquí se describe, Martín Moreno *et al.* (2018) midieron tasas de erosión de 353 t ha⁻¹ año⁻¹ en las escombreras exteriores de la mina Santa Engracia (frente a la pista a Poveda) (véase la **figura 1**). Y Zapico *et al.* (2016) midieron concentraciones de sólidos en suspensión en el medio acuático receptor de escorrentías desde estas zonas mineras de 391 g l⁻¹.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo principal de la restauración ecológica de la mina Santa Engracia, en el marco de LIFE RIBERMINE, ha sido y es reducir y eliminar el impacto hidrológico que ocasionaba la emisión de sedimentos desde este punto hacia la red hidrográfica del río Tajo, mejorando y reparando la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos. La base del proceso ha sido la restauración ecológica con base geomorfológica de los huecos y escombreras mineras, lo que está permitiendo, a su vez, iniciar la recuperación de los ecosistemas naturales del entorno en los

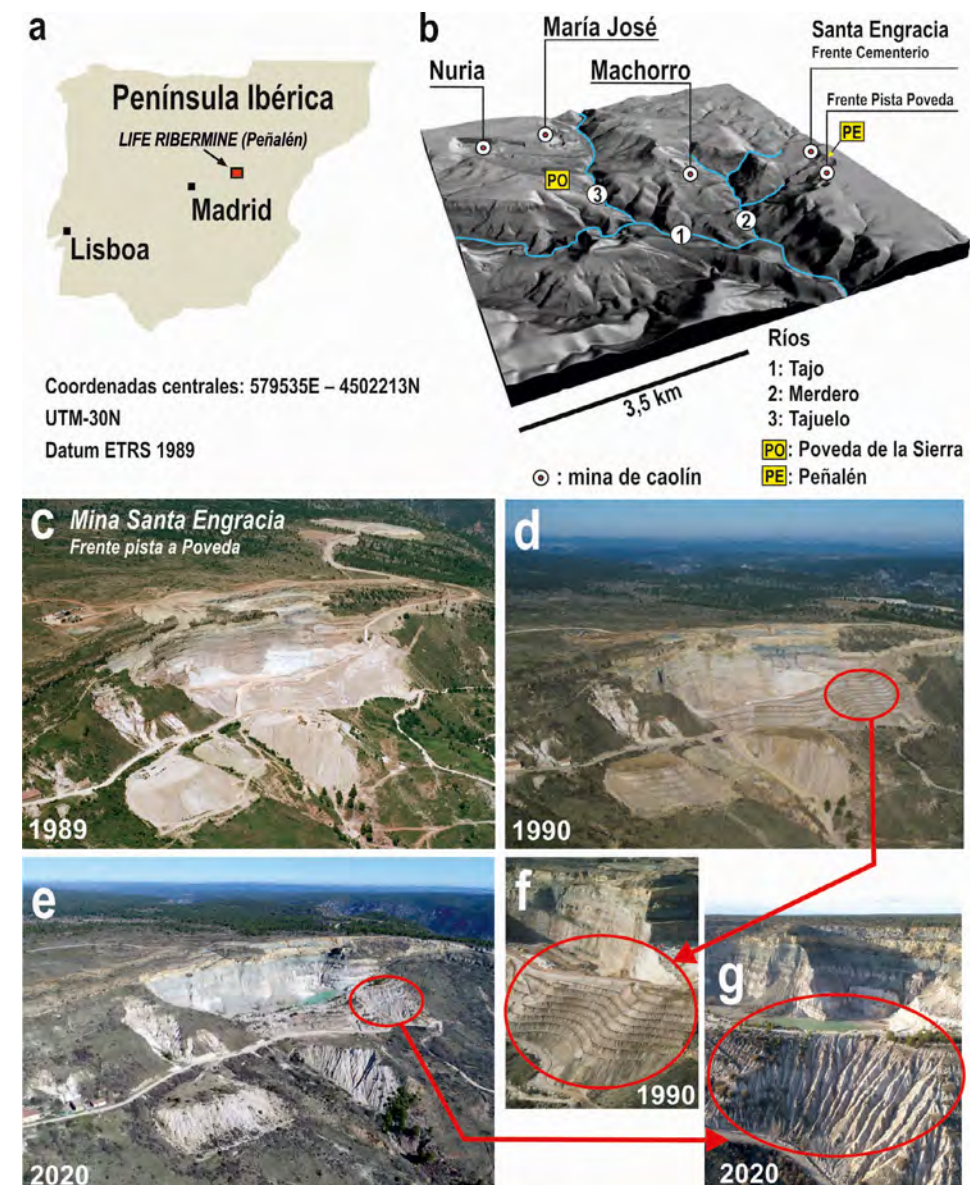


Figura 1. a) Localización del escenario de LIFE RIBERMINE en Peñalén (Guadalajara, sistema Ibérico). b) Minas de caolín en el entorno del Alto Tajo. c) a g) Evolución geomorfológica y erosiva de las escombreras de la mina Santa Engracia. c) 1989 (imagen de Paisajes Españoles), mostrando la fase final de construcción de las escombreras (en pendiente, o ladera). d) 1990, una vez finalizada la explotación y realizadas labores de rehabilitación (imagen de Paisajes Españoles). e) Escenario en 2020, tras treinta años de evolución erosiva (imagen de Diedro). f) y g) Detalles de las imágenes de 1990 y 2020, donde se observa bien la evolución de terrazas [f] imagen de Paisajes Españoles] a badlands [g] imagen de DGDRONE]. **Autoría:** Paisajes Españoles, Diedro y DGDRONE.

espacios afectados por la actividad extractiva. Los ecosistemas de referencia que se pretende restaurar, en el largo plazo, son bosques de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* y *Quercus faginea* sobre vertientes de valles y cañones de la red fluvial del río Tajo, en la comarca del Alto Tajo. El relieve de detalle de estas vertientes incluye redes de drenaje, con cauces efímeros, divisorias, y un sistema de laderas festoneadas. En conjunto, el objetivo es recuperar los ecosistemas descritos en el apartado «Diagnóstico ecológico».

LIFE RIBERMINE espera incrementar la superficie de los HIC: 9530*, 9240 y 6220*, en un total de 27,4 ha. Las comunidades acuáticas afectadas por la emisión de sedimentos se verán beneficiadas también. Estas incluyen especies de interés comunitario como *Chara spp.*, *Salmo trutta*, *Pseudochondrostoma polylepis*, *Barbus comizo*, *Lutra lutra*, *Alcedo atthis* y *Cinclus cinclus*. Los indicadores más importantes del proyecto se refieren a la emisión e inmisión de sedimentos. Así, se pasará de valores de erosión de 353 t ha⁻¹ año⁻¹ (Martín Moreno *et al.*, 2018) a otros similares a los del entorno no afectado por la actividad minera (entre 4 y 15 t ha⁻¹ año⁻¹), valores que ya predice el uso de modelos de erosión como Siberia para este entorno (Hancock, 2021, inédito). Y respecto a la inmisión de sólidos en suspensión, se espera pasar de valores de 391 g l⁻¹ a 24 g l⁻¹ (Zapico *et al.*, 2016). Respecto al número de empleos generados, se prevé contratar a un total de 39 personas, entre técnicos y operarios.

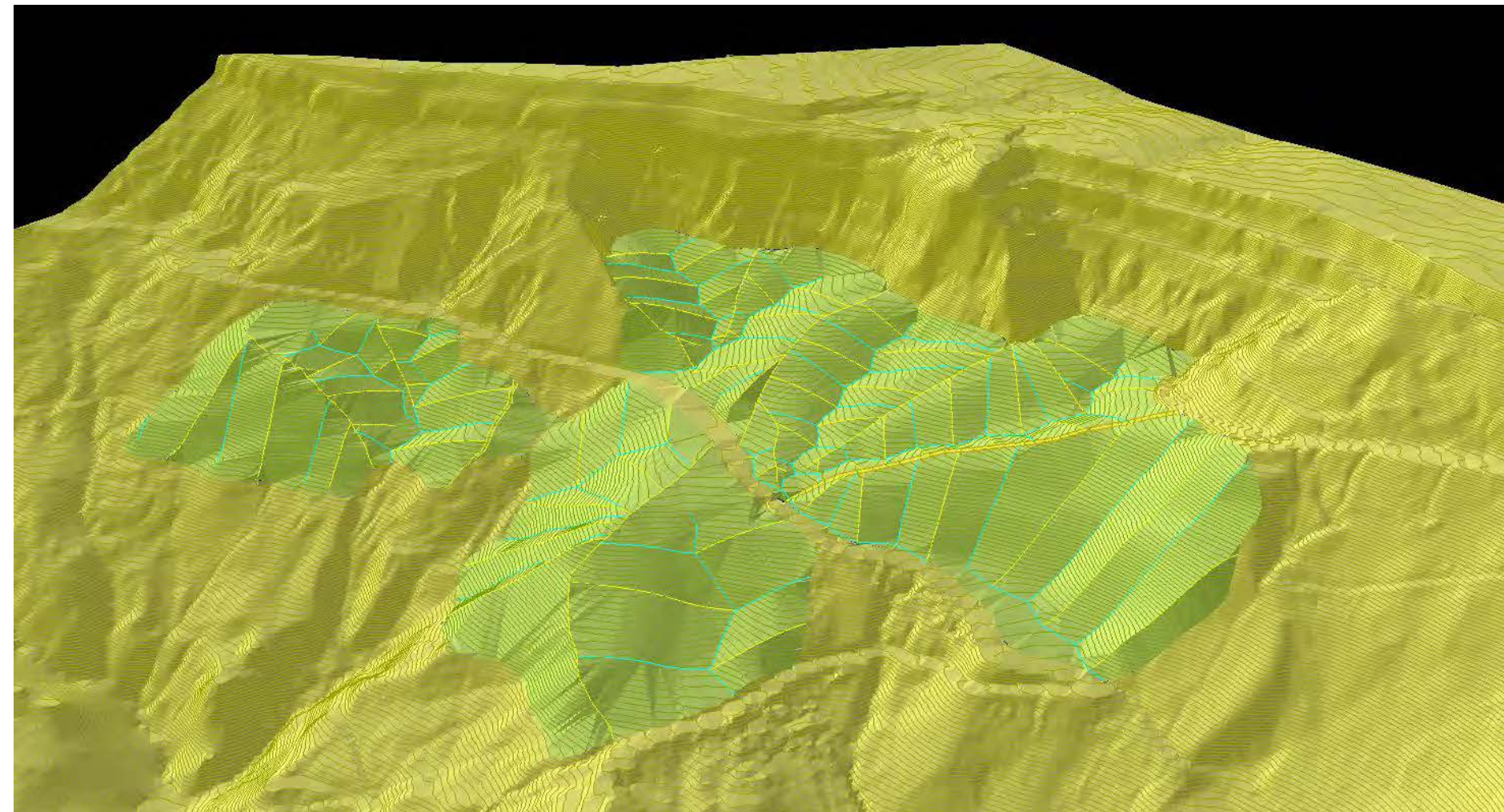
Marco legal

Dada la amplitud y complejidad del proyecto, la legislación que sirve de marco para desarrollar el mismo es amplísima, y su enumeración resultaría prolija. Las dos normas más importantes son:

- Ley 22/1973, de 21 de julio de 1973, de Minas.
- Real Decreto 975/2009, de 12 de junio de 2009, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

Acciones de restauración

Respecto a la reconstrucción geomorfológica, las actuaciones de LIFE RIBERMINE en Peñalén han incluido: i) el uso del método GeoFluv-Natural Regrade para el diseño cuencas hidrográficas que replican las naturales en las zonas de escombreras y huecos mineros; ii) el Modelo de Evolución del Paisaje Siberia para simular los procesos erosivos que ocurrirán en los diseños GeoFluv-Natural Regrade; y iii) el método del Talud Royal para replicar escarpes y acantilados naturales en los antiguos frentes de explotación. En la reposición y manejo de suelos, se han utilizado y utilizan formaciones superficiales (coluviones carbonáticos) como «soporte» edáfico, con enmiendas orgánicas de estiércol de ave y oveja y tratamientos dirigidos al incremento de la rugosidad superficial y la descompactación.



➤ **Figura II.** Diseño de reconstrucción geomorfológica de la mina Santa Engracia (frente a la pista a Poveda). Las líneas azules en zigzag constituyen la red de drenaje. Las líneas azules rectas son ejes de vaguadas. Las líneas amarillas largas son las divisorias principales y las líneas amarillas rectas son divisorias secundarias. El punto de partida de este escenario puede verse en la figura 1, fotografía e. **Autoría:** LIFE RIBERMINE.

Respecto a la revegetación, que trata de ensamblar un bosque de pinos y quejigos, se incluye una primera fase de introducción de herbáceas y caméfitos para conformar un sustrato estable frente a la erosión y biológicamente funcional; y una segunda de implantación de árboles y arbustos en núcleos (módulos) diferentes según la disponibilidad de agua en las variadas formas de relieve de los paisajes GeoFluv. También se han aplicado técnicas de vanguardia como el acolchado-semillado, el uso de arbustos facilitadores o evitadores de la herbivoría o la aplicación de «biochar».

El carácter pionero y vanguardista de LIFE RIBERMINE respecto a la restauración geomorfológica, en un contexto de restauración ecológica, se pone de manifiesto

por el hecho de que la restauración de la mina Santa Engracia en Peñalén (Guadalajara): i) es el primer proyecto de restauración minera, a nivel europeo, que utiliza el modelo de evolución del paisaje Siberia; y ii) es el primer proyecto de restauración minera, a nivel global, que combina el uso de GeoFluv-Natural Regrade y Talud Royal.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Como todos los proyectos LIFE, RIBERMINE tiene un plan de comunicación muy detallado, que incluye imágenes corporativas y logotipo, paneles explicativos,

roll-up, póster, merchandising, vídeos, publicaciones científicas y divulgativas, visitas guiadas y [página web](#).

Seguimiento de la RE

El seguimiento de las zonas restauradas se está realizando para los tres aspectos de la restauración: topografía, suelos y vegetación. El estudio de la evolución de los relieves construidos se está realizando con fotografías aéreas y levantamientos topográficos mediante técnicas de fotogrametría con dron. Además, se han instalado una serie de diques a la salida de tres cuencas reconstruidas con el método GeoFluv, así como en una cuenca natural, para medir la línea base.

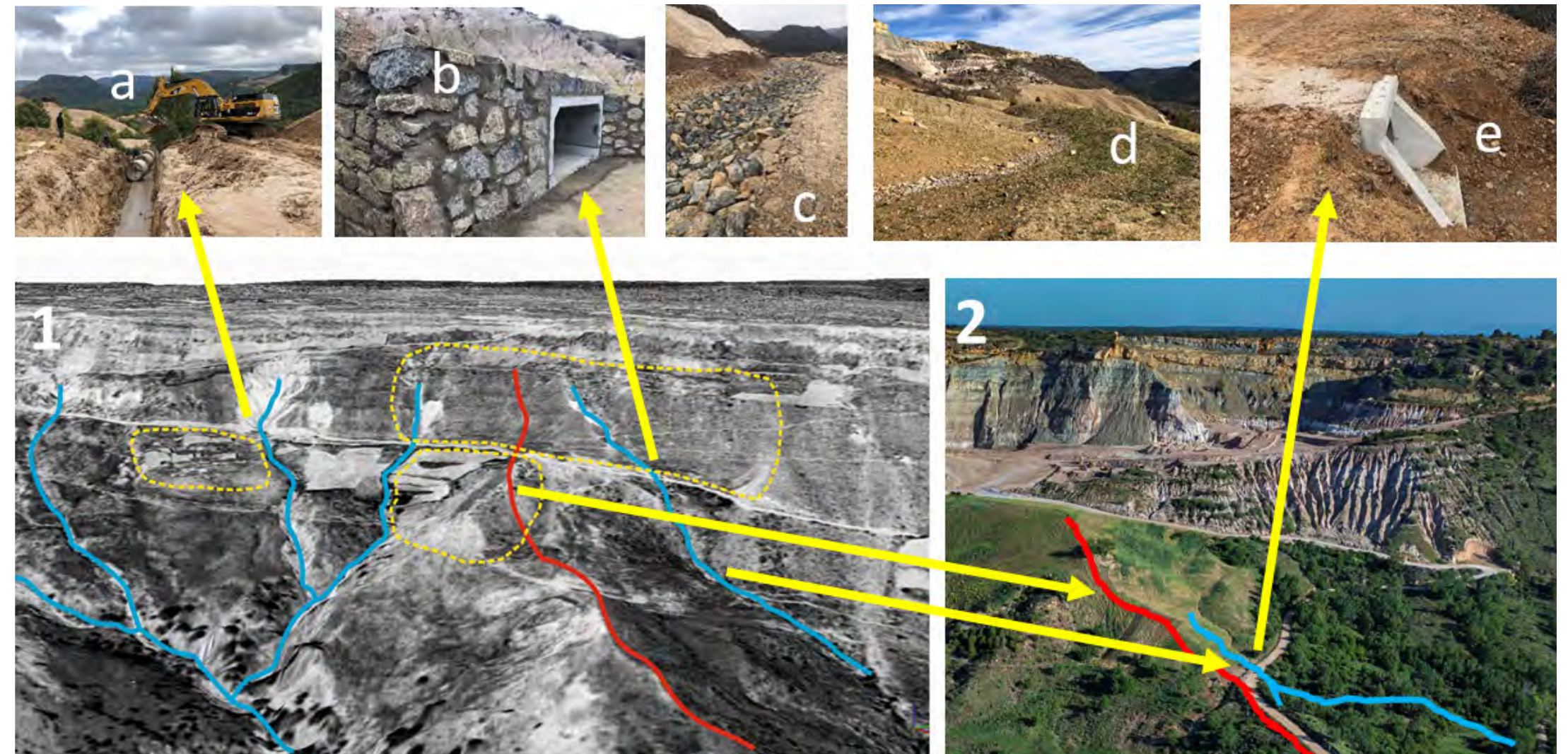
El seguimiento del suelo está enfocado a su caracterización físico-química, mediante los análisis correspondientes de: granulometría (textura por el método de Boyoucos y el método de la pipeta de Robinson), pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbonatos, nitrógeno, fósforo y determinación de los cationes K, Na, Ca y Mg por espectrometría de absorción atómica. También se están realizando mediciones de la respiración de los suelos, para estudiar la actividad biológica, que serán comparadas con mediciones en suelos naturales del entorno. La humedad del suelo se medirá mediante reflectometría de dominio de tiempo (*Time Domain Reflectometry*, TDR), para poder evaluar la infiltración del agua en distintas topografías y sustratos.

En el caso de la vegetación, se está realizando el seguimiento anual (campo e imágenes) de la cobertura vegetal, así como de la composición de especies. Asimismo, se ha iniciado un estudio del banco de semillas del suelo para observar su evolución. Respecto de la plantación, se hará el seguimiento de supervivencia y crecimiento de los plantones. Estas observaciones se complementan con las medidas de humedad edáfica y de las propiedades físico-químicas del suelo.

Dada la amplitud del proyecto, este incluye un número importante de indicadores, cuya descripción detallada aquí sería casi inabordable, por motivos de espacio. Para su seguimiento, emplazamos al lector a [la web del proyecto](#), así como a las numerosas publicaciones que está generando el mismo (por ejemplo, Villa *et al.* [2022]). En todo caso, el indicador más importante del proyecto es el de los valores de erosión, que, como se ha señalado, deben pasar de $353 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Martín Moreno *et al.*, 2018) a otros similares a los del entorno no afectado por la actividad minera (entre $4 \text{ y } 15 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

Mantenimiento

El proyecto prevé la elaboración de un plan After-LIFE. Pero, dado que su elaboración es una tarea del mismo, no es posible describir aquí sus detalles. Sin embargo, algunos resultados esperables en los cinco primeros años After-LIFE, muchos de ellos centrados en la transferencia, son: continuar con el seguimiento de los indicadores; definición de los nuevos resultados esperados; acrecentar los beneficios ambientales, incrementando la efectividad de los resultados en



➤ **Figura III.** Recuperación de la conectividad hidrológica en el entorno de la mina Santa Engracia (LIFE RIBERMINE). 1) Imagen IGN de 1956 foto restituida por Jon Ander Mezo e Ignacio Zapico; las líneas amarillas discontinuas muestran la posición que ocuparon el hueco principal y las escombreras de la mina; las líneas azules muestran la red de drenaje anterior a la mina y la línea roja la divisoria principal. **Autores:** Jon Ander Mezo e Ignacio Zapico. 2) Imagen aérea mostrando la reconstrucción de la divisoria y la red de drenaje en un sector. **Autor:** M. A. Langa. a), b) y e) Drenajes construidos en LIFE RIBERMINE, que han recuperado la conectividad hidrológica que se perdió tras la actividad extractiva. c) Detalle de la cuneta reconstruida, con escollera, sin el uso de hormigón; d) Detalle de la red de drenaje reconstruida en las escombreras y huecos mineros, que incluye la réplica de la carga de fondo de lechos fluviales naturales del entorno. **Autor de las fotografías a, b, c, d, e:** José F. Martín Duque.

comparación con los niveles alcanzados al final del proyecto; transferir los resultados del proyecto a, al menos, dos países de la Unión Europea adicionales a los que han sido objetivo en el periodo del proyecto; impartición de cursos sobre el terreno (dos nacionales y dos internacionales); elaboración de cinco jornadas de difusión; ayudar al desarrollo de herramientas análogas en otros enclaves similares de la Unión Europea; y colaborar en nuevas acciones para el entrenamiento de técnicos en los aspectos fundamentales de este proyecto.

Desviaciones

A pesar de que LIFE RIBERMINE, en su escenario de Peñalén, aún se encuentra en proceso de ejecución (faltan algunas fases), y a pesar del corto espacio de tiempo en el que se han desarrollado los procesos de seguimiento, ya ha sido posible extraer algunas lecciones aprendidas, muy valiosas, algunas de ellas surgidas de pequeñas desviaciones. Entre ellas, la más destacada es la siguiente: si

bien la restauración geomorfológica tiene una influencia significativa en el proceso de asegurar la estabilidad erosiva de escenarios y escombreras mineras, esta actuación no es suficiente para garantizar la estabilidad física por sí sola. Por ello, requiere, de modo imprescindible, que todos los nuevos relieves sean cubiertos por sustratos edáficos con propiedades físicas, químicas y enmiendas orgánicas que permitan el desarrollo de la cubierta vegetal. En esta línea, también es crítico el desarrollo rápido de una primera cubierta herbácea, protectora, sobre el suelo desnudo. También se ha constatado la necesidad de que las geoformas diseñadas en entornos CAD, siguiendo principios geomorfológicos, sean construidas de modo fiel a como fueron diseñadas, garantizando, sobre todo, una conexión muy precisa con la altura y el nivel de base al que desaguan las redes de drenaje diseñadas. Por otro lado, la estabilidad de todo el conjunto se ve comprometida si existen entradas de agua desde el exterior (*run on*) que no están debidamente manejadas y controladas. Finalmente, el proyecto ha puesto de manifiesto las ventajas ecológicas del uso de *mulching* de pastos locales y de crear acabados de superficies del suelo no compactadas y de elevada rugosidad (*random roughness*), la cual puede ser obtenida mediante el manejo de la pedregosidad superficial, cubiertas de ramas y hojarasca o la microtopografía.

Evaluación final

Dado que el proyecto está en marcha, y finaliza en marzo de 2024, no es posible realizar una evaluación final del mismo, ni de su grado de ajuste a los objetivos finales. En todo caso, a fecha de elaboración de esta ficha, el proyecto se está desarrollando conforme a lo previsto inicialmente, respecto a sus acciones técnicas y resultados esperados, con la única contingencia de que algunas acciones han variado su temporalidad, siendo la más significativa el retraso de un año en la finalización de los movimientos de tierras dirigidos a la reconfiguración topográfica, lo cual, a su vez, ha repercutido en las acciones de recuperación del suelo y de la cubierta vegetal.

Persistencia de la zona restaurada

Las zonas restauradas se ubican, bien en terrenos comunales de una junta de propietarios del municipio de Peñalén, bien en terrenos municipales. Todo ello en la zona periférica de protección del parque natural del Alto Tajo y en espacios de la Red Natura 2000. A su vez, se prevé la declaración de parque nacional de zonas del actual parque natural, muy próximas a la zona restaurada. Por todo ello, existe un alto grado de certidumbre y garantía en la conservación de las zonas restauradas, que de hecho pasarán a formar parte de espacios naturales protegidos en sus distintas categorías. Con ello, se garantiza una custodia de los mismos por la Administración regional de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.



➤ **Figura IV.** Comparativa entre el paisaje prerrestauración (izquierda) y postrestauración (derecha) de las escombreras exteriores de la mina Santa Engracia.
Autoría: Diedro (izquierda) y M. A. Langa (derecha).

Presupuesto y financiación

Inversión total: 2.934.928 €, con el 55 % de esta cantidad financiado por la Unión Europea ([programa LIFE](#)) y el otro 45 % financiado por los socios: Dirección General de Transición Energética, Gobierno de Castilla-La Mancha, Universidad Complutense de Madrid, Asociación Centro Ciencia Viva de Lousal (Portugal), CAOBAR S.A. y GEACAM. Estos datos se refieren al total del proyecto LIFE RIBERMINE. El presupuesto de todas las actuaciones de restauración de los huecos y escombreras mineras de Santa Engracia (Peñalén) es de 0,7 M €, con el mismo porcentaje de financiación arriba referido (55 % Unión Europea, 45 % socios).

Sistemas de control

Un número importante de los participantes en LIFE RIBERMINE están familiarizados con la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER). De hecho, varios de ellos son profesores del Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas, de modo que los estándares y principios de la SER han constituido el eje de buena parte de las actuaciones.

Cualificación del personal

Los estudios técnicos y científicos de LIFE RIBERMINE han contado con varios de los mejores especialistas nacionales, e internacionales, en sus respectivos campos. Los operadores de maquinaria (CAOBAR S. A. y su subcontrata, Félix Moya S. L.) forman el conjunto más experimentado a nivel español, e incluso europeo, sobre restauración geomorfológica. La formación de los especialistas es: Geología, Biología, Ciencias Ambientales, Ingenieros de Montes e Ingenieros de Minas.

Más información

Referencias:

Martín-Moreno, C. *et al.* (2018) Waste dump erosional landform stability-a critical issue for mountain mining, *Earth Surface Processes and Landforms*, 43, pp. 1431-1450.

Villa, J. de la *et al.* (2022) Más allá de la 'rehabilitación' del espacio natural en minería. La restauración ecológica y paisajística holística de LIFE RIBERMINE, *Actas del VI Congreso Nacional de Áridos*, Oviedo (en prensa).

Zapico, I. *et al.* (2017) Baseline to Evaluate off-Site Suspended Sediment-Related Mining Effects in the Alto Tajo Natural Park, Spain, *Land Degradation and Development*, 28, pp. 232-242.

Web:

https://liferibermine.com/es/homepage_es-2/

Autores: José F. Martín Duque (Universidad Complutense de Madrid); Cristina Martín Moreno (Universidad Complutense de Madrid); María Tejedor Palomino (Universidad Complutense de Madrid); Javier de la Villa Albares (Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha); y M.ª Adoración Solórzano Rodríguez (Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha).



Nombre del proyecto

CONSERVACIÓN DE LA ALONDRA RICOTÍ *CHERSOPHILUS DUPONTI* Y SU HÁBITAT EN SORIA (ESPAÑA). PROYECTO LIFE RICOTÍ

Localización/Ámbito de actuación

Términos municipales de Retortillo de Soria, Barahona, Alcubilla de las Peñas y Medinaceli, provincia de Soria.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Comisión Europea (LIFE).

Entidad/es socia/s del proyecto

Universidad Autónoma de Madrid, Junta de Castilla y León, Diputación Provincial de Soria, Mancomunidad de Obras y Servicios de Corpes, Fundación Patrimonio Natural de Castilla y León, Artesa Estudios Ambientales S. L., Innomaker Innovación y Desarrollo S. L., Actividades, Estudios y Proyectos en el Medio Ambiente S. L.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

15 de septiembre de 2016-30 de septiembre de 2021.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Las estepas o páramos ibéricos se encuentran en declive debido a distintas causas, enmarcadas en los siguientes grupos:

Grupo I. Desde mediados del siglo XX, estos hábitats seminaturales experimentaron un proceso de intensificación de la agricultura a escala local (mecanización, uso de agroquímicos, concentración parcelaria), dando paso a grandes parcelas de monocultivos, al tiempo que la ganadería extensiva de ovino se vio reducida e incluso abandonada progresivamente, propiciando la matorralización de las estepas. Desde

una perspectiva socioeconómica, este proceso ha contribuido al despoblamiento de estas comarcas, lo que minimiza el aprovechamiento maderero tradicional, necesario también para el mantenimiento de hábitats abiertos. Además, la instalación de plantaciones forestales en zonas esteparias despobladas degrada topográficamente los suelos y propicia la desaparición de superficie de páramo.

Las perturbaciones enmarcadas en el **Grupo IV** han surgido en las últimas décadas. A las amenazas anteriormente descritas hay que añadir las derivadas de la construcción y funcionamiento de infraestructuras energéticas, en mayor medida eólica, pero también fotovoltaica, que coinciden en muchas ocasiones con páramos: formaciones de matorral, llanas y abiertas, con ausencia de arbolado, donde la superficie de suelo desnudo es considerable.

En los páramos encontramos perturbaciones del **Grupo IX** en menor medida, concretamente escombreras ilegales de residuos. La vegetación típica de páramo ha sido sustituida en estos casos por especies vegetales nitrófilas oportunistas.

Ecosistemas afectados

Hábitat 4090. Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga.

Hábitat 6220. Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero Brachypodietea* (*).

Hábitat 6210 (en menor medida). Prados secos seminaturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (*Festuco-Brometalia*) (*parajes con notables orquídeas).

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación principal para desarrollar este proyecto fue **mejorar el estado de las poblaciones de alondra ricotí y de los hábitats esteparios**, que albergan flora y fauna de alto interés para la conservación, dada la singularidad de estos ecosistemas a nivel europeo (Zurdo, Baonza y Traba, 2021). El proyecto se llevó a cabo en las zonas de especial protección para las aves (en adelante, ZEPA) Altos de Barahona y Páramo de Layna, en el sur de la provincia de Soria. El hábitat que protegen estas ZEPA son parameras calizas llanas, dominadas por formaciones dispersas de matorral de bajo porte y tomillares-pradera de tipo estepario, que albergan uno de los núcleos poblacionales más importantes de alondra ricotí: alrededor del 15 % de la población europea. Es un aláudido superespecialista de ambientes abiertos, que se encuentra catalogado como «En Peligro» dentro del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, principalmente debido a la pérdida y fragmentación de sus hábitats.

Otra de las motivaciones para llevar a cabo este proyecto es el **imperativo legal** contemplado en la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres

(Directiva Hábitat), que impone la protección de aquellos hábitats seminaturales que presenten un área de distribución reducida o que se encuentran amenazados de desaparición. La directiva considera hábitats prioritarios aquellos que están amenazados de desaparición en el territorio de la Unión Europea y cuya conservación supone una responsabilidad especial para la UE.

Diagnóstico ecológico

El **estado previo** de las zonas a restaurar difería enormemente con un páramo bien conservado debido a diversas causas (**véase el apartado «Origen de la perturbación», figura I**). Se encuentran zonas con reforestaciones de coníferas con roturación de suelos, regeneración natural de arbolado y disminución de la calidad del hábitat en términos de disponibilidad de alimento para insectívoros, por el abandono de las prácticas ganaderas tradicionales y la presencia de escombreras. Las restauraciones vienen motivadas con el fin de recuperar hábitat de páramo para multitud de especies esteparias, especialmente la alondra ricotí.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo ecológico del proyecto de restauración fue recuperar los páramos mediante diferentes actuaciones como:

- La **eliminación** de elementos no propios de estos hábitats abiertos, como las **plantaciones fracasadas de coníferas** y la expansión y densificación de matorral y **cubierta forestal**.
- Para una de las zonas más afectadas por la reforestación de coníferas, se plantea la **restauración topográfica** para mejorar el sustrato.
- Como medida destinada a recuperar valores de biomasa de artrópodos equivalentes a las zonas de referencia, se plantea un **aporte de excrementos**.
- **Restauración de suelos degradados** mediante el aporte de excremento y la siembra de más de 1.500 plantas típicas de páramo.

Además de llevar a cabo la reducción de impactos y remediación, el proyecto contempló la **mejora de infraestructuras ganaderas** para el mantenimiento del pastoreo extensivo, imprescindible para la conservación de la estructura y funcionalidad de estos hábitats. La mejora de infraestructuras ganaderas (abrevaderos, vallados, caminos de acceso) tenía por objeto contribuir al **objetivo social** de fijar población rural, que desarrolla prácticas de ganadería tradicional en estas zonas.

La **meta** fue conseguir que las zonas gestionadas fueran similares, en cuanto a los valores de los indicadores, a las zonas de referencia.

El **ecosistema de referencia** son los páramos ibéricos, formaciones geológicas, geomorfológicas y botánicas características de la península ibérica. Son altiplanos (900-1.300 m) sobre sustratos calcáreos, situados en la periferia de la cordillera Ibérica y en la parte oriental de la cordillera Central. Estos páramos constituyen uno de los hábitats más importantes de las estepas ibéricas, que albergan vege-

tación en un mosaico abierto y casi desarbolado de matorrales, arbustos espinosos y plantas aromáticas en porte almohadillado. Es uno de los hábitats más raros y singulares de la Unión Europea y del mundo, tanto por su peculiar topografía como por las comunidades de plantas, aves, artrópodos y otros animales que alberga. Las perturbaciones naturales de los páramos son principalmente acciones antrópicas, como la roturación de superficie para el establecimiento de cultivos, herbivoría y extracción maderera, entre otros.

Marco legal

Directiva Hábitat: Directiva 92/43/CEE, del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Directiva Aves: Directiva 2009/147/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres.

Acciones de restauración

Todas las acciones de restauración se llevaron a cabo entre los años 2017 y 2018.

1) Corte y aclarado de vegetación (Retortillo, Barahona y Medinaceli)

Intervención mixta mecánica-manual en una superficie de 307 ha en tres municipios: 115 ha en Barahona, 136 ha en Retortillo y **56 ha en Medinaceli**. Se actuó sobre la vegetación de forma selectiva y dispersa por las parcelas de actuación mediante labores manuales, limitando el empleo de maquinaria pesada y el tránsito de vehículos a la recogida y traslado de los restos vegetales fuera de las parcelas. Esta actuación se realizó sobre el hábitat de interés comunitario (HIC) del anexo I de la Directiva Hábitats identificado con el código 4090: «Brezales oromediterráneos endémicos con aliagas». No se afectaron otros HIC próximos (prados calcáreos cársticos o basófilos de *Alyssa-Sedetalia*, pastos vivaces mesofíticos y mesoxerofíticos sobre sustratos calcáreos de *Festuco-Brometea*, encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*). Las labores específicas fueron:

Corta y eliminación de arbolado. En el caso de pies de pino procedentes de plantaciones fracasadas (Medinaceli, figura I), se eliminaron todos los pies de la parcela seleccionada (superficie útil restaurada 56 ha). En el caso de zonas de actuación con presencia de pies dispersos de encina (Barahona y Retortillo: superficie útil restaurada 251 ha, figura I) se procedió a la eliminación selectiva de ejemplares que disminuían la calidad del hábitat estepario. Los pies de pino y los de encina (de entre 10-15 cm diámetro) se eliminaron mediante motosierra, realizando el desramado, tronzado y apilado en el exterior de la mata. Posteriormente, mediante desbrozadora se eliminó el regenerado existente bajo la cubierta arbórea.

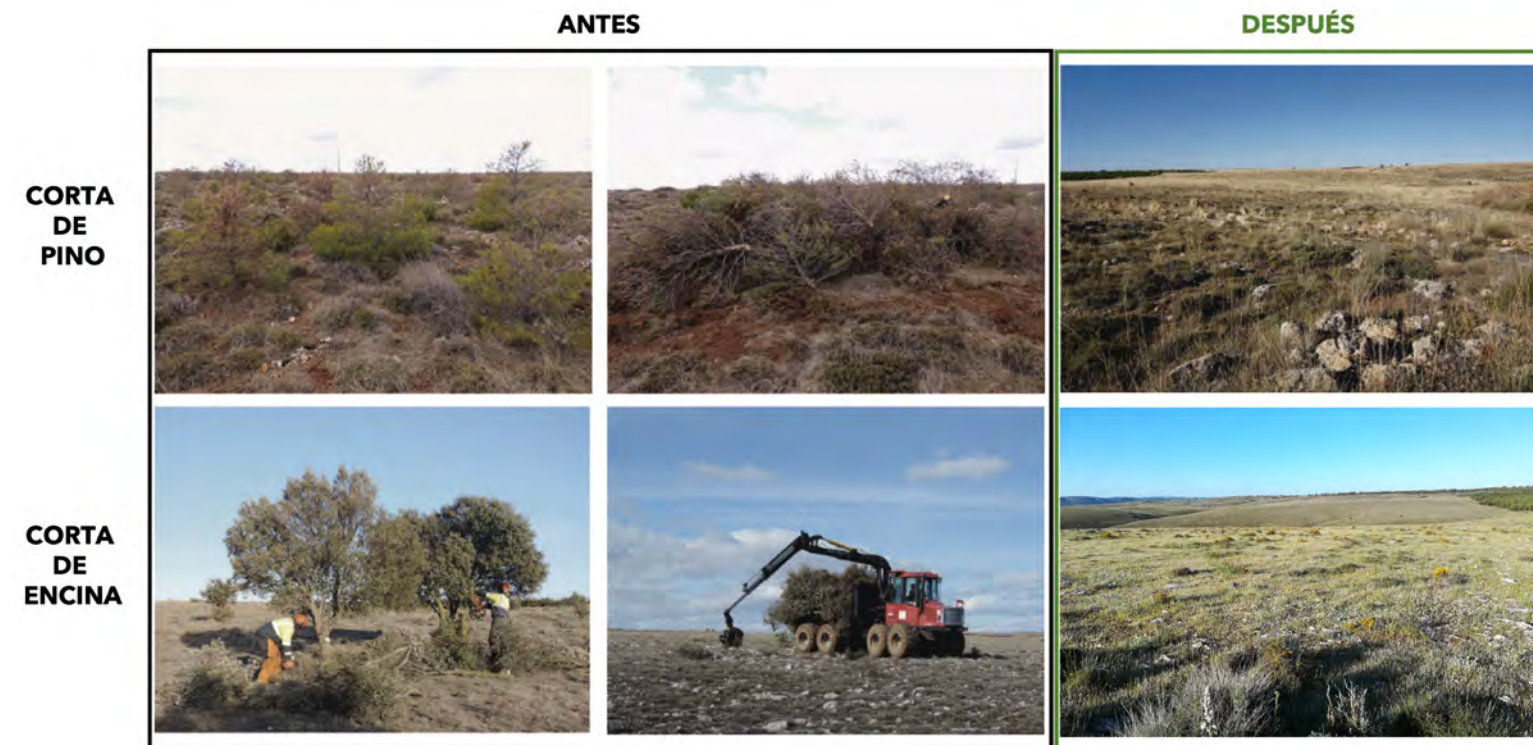


Figura I. Zonas de actuación dónde se realizó la corta y aclareo de arbolado (Medinaceli arriba, Retortillo abajo) y la restauración topográfica, antes y después de la restauración. Autoría: TEG-UAM (Terrestrial Ecology Group-Universidad Autónoma de Madrid).

Aclarado de matorrales caméfitos densos, se realizó un desbroce selectivo, fundamentalmente de ejemplares de aulaga *Genista scorpius*, zarzas *Rubus spp.* y rosas *Rosa spp.*

Recogida y apilado de residuos fuera de la parcela, para su posterior eliminación mediante astillado del material de corta y poda. La astilla resultante se transportó a una planta de valorización energética o a un vertedero. La leña fue puesta a disposición de los vecinos de los municipios, según el acuerdo alcanzado con los consistorios de las localidades.

Tratamiento de los tocones con herbicida de forma manual y limitado exclusivamente a los tocones de diámetro superiores a 10 cm para evitar el rebrote de cepa.

2) Restauración topográfica de plantaciones de coníferas (Medinaceli)

Se realizó sobre 5 ha de la parcela en la que se eliminó la repoblación fallida de pino, sobre un terreno pedregoso. La zona elegida fue aquella que se consideró de condiciones medias respecto a la cantidad y tamaño de las piedras que forman los caballones del subsolado previo de la repoblación. La tarea fue realizada con una retro giratoria que, mediante la pala, fue aplastando las piedras de menor tamaño y colocando en su posición de origen las mayores. El sustrato existente en la parcela consistía en roca caliza de tipo carniolas, que poseen gran cantidad de alveolos, lo que facilitó su rotura, dando un resultado final óptimo.

3) Siembra experimental de excrementos (Medinaceli)

Acción con carácter experimental. Se planteó como una medida destinada a recuperar valores equivalentes en términos de biomasa de artrópodos a los de las zonas de referencia, elemento fundamental de la calidad del hábitat para especies insectívoras. La superficie fue de 20 ha, la mitad con aporte de excremento ovino en densidad 0,5 kg/m², y otras 10 ha con aporte de 0,25 kg/m². Las labores se llevaron a cabo en el siguiente orden: i) **recogida de excrementos** en una ganadería en la zona donde se llevó a cabo el proyecto; ii) **análisis de los excrementos** para confirmar que no existía presencia de químicos que pudieran inhibir o dificultar la presencia de invertebrados en los excrementos; iii) traslado a la parcela de estudio; y iv) **esparcido del estiércol** mediante un remolque esparcidor.

4. Restauración de suelos degradados (Alcubilla de las Peñas)

Se restauró una escombrera parcialmente sellada de 2 ha donde, previo al vertido ilegal de residuos, se encontraba una zona de páramo. Para la recuperación de esta zona se realizaron los siguientes trabajos: i) **clasificación de los residuos** (plásticos, maderas, escombros de construcción, ruedas de automóviles, etc.) y **transporte** a la planta de tratamiento de residuos de Soria capital; ii) **triturado y extensión** del volumen de rocas y otros restos pétreos presentes; iii) **compactación del material triturado**, formando una superficie con ligera pendiente, imi-

tando un aspecto lo más natural posible; iv) para mejorar las propiedades edáficas del terreno y poder llevar con éxito la revegetación, se esparció una dosis de 0,5 kg/m² de **estiércol de oveja**; v) a partir de semillas y esquejes de vegetación natural de la zona de actuación, se obtuvo el material vegetal con el que **revegetar la antigua escombrera**, plantando 1.680 plantas de *Lavandula latifolia*, *Salvia lavandulifolia* y *Satureja intricata*; vi) por último, se levantó un **vallado de exclusión de herbívoros**, para garantizar el crecimiento y desarrollo de la revegetación, fuera del alcance del ganado y otros herbívoros silvestres.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

No aplicable.

Seguimiento de la RE

Durante los tres años siguientes a la restauración, se realizó un seguimiento mediante indicadores cuantificables, usando áreas bien conservadas como referencia. Se realizó un esquema tipo BACI con 94 estaciones de muestreo (cada una compuesta por 3 puntos, 282 puntos en total) midiendo los siguientes indicadores:

- Estructura horizontal: cobertura total de vegetación, suelo desnudo, roca, matorral, herbáceas y detritus (porcentaje por cuadrado de muestreo de 1 x 1 m).
- Estructura vertical de la vegetación: altura máxima modal y contactos de vegetación a las alturas de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm y más de 30 cm.
- Cobertura individual de las especies presentes.
- Abundancia de herbívoros: mediante el conteo de excrementos en cuadrados 2 x 2 m en los puntos de muestreo.
- Biomasa de artrópodos epigeos, mediante trampas de caída *pitfall* que permanecieron 7 días activas, con un manguero con manga entomológica (20 x 5 m).
- Biomasa de larvas hipogeas mediante la extracción de una muestra de suelo de 20 x 20 cm y 2 cm de profundidad.
- Biomasa de artrópodos coprófagos, mediante una trampa de caída cebada con 200 g de excremento fresco de oveja proporcionado por ganaderos de la zona. La biomasa de todos los grupos de artrópodos se calculó aplicando las ecuaciones específicas de Hódar (1996).
- Censos de alondra ricotí, un ave esteparia estricta. Los censos se hicieron mediante mapeo de territorios con GPS siguiendo transectos lineales a pie (1-2 km).

Mantenimiento

No aplicable.



➤ **Figura II.** Número de territorios de alondra ricotí detectados en el seguimiento de las acciones de restauración a lo largo del desarrollo del Proyecto LIFE Ricotí. **Autoría:** TEG-UAM (Terrestrial Ecology Group-Universidad Autónoma de Madrid).

Desviaciones

Tras el aclareo de los pies de encina sobre los que se actuó en 2017, se detectó una intensa regeneración de raíz de los pies cortados, a pesar de la aplicación de herbicida en el tocón. Esto parece indicar que el mantenimiento a medio y largo plazo de estas medidas sólo es posible mediante una correcta gestión ganadera, puesto que en ausencia o baja intensidad de pastoreo la regeneración del estrato arbóreo puede anular los efectos de las actuaciones realizadas.

Evaluación final

La superficie total intervenida fue de **328,78** ha.

Estructura y composición de la vegetación: tras la ejecución de las actuaciones, los resultados obtenidos en cuanto a estructura y composición de la vegetación mostraron una elevada similitud entre zonas de referencia y zonas de actuación, lo que indica el éxito de estas. Tras la restauración topográfica, una vez retirados los pinos y eliminadas las rocas, aumentó la cobertura vegetal frente a la cobertura de roca. Tras la siembra de excrementos, se observó un aumento de la cobertura de herbáceas tras la restauración.

La abundancia de herbívoros no difirió de las zonas de referencia tras las acciones de manejo del hábitat.

La **biomasa de artrópodos** no aumentó tras las acciones, pero sí ha permitido generar un hábitat óptimo potencial para aves esteparias, con recursos tróficos y estructura de la vegetación equivalentes a las zonas de referencia. En el caso de la siembra experimental de excrementos, aumentó notablemente la biomasa de escarabajos coprófagos y otros artrópodos terrestres. Esta acción mostró decaimiento de efectos con el tiempo.

Poblaciones de alondra ricotí: la gestión del hábitat aumentó el número de territorios de la especie (**figura II**). En las localidades donde se realizó el **corte y aclareo de la vegetación** se produjo el establecimiento progresivo de nuevos territorios. En 2017 (antes de la actuación), se detectaron 7 territorios, incrementándose a 14, 34 y 36 en 2018, 2019 y 2020, respectivamente (**figura II.A**). **La siembra experimental de excrementos** mostró también efectos positivos con el establecimiento de 4 territorios en 2020 (**figura II.B**). Los resultados obtenidos en la **restauración topográfica** fluctuaron entre años (**figura II.C**).

Persistencia de la zona restaurada

Para mantener el trabajo realizado en 2017, en los años sucesivos a la corta de pies de encina (2018 y 2019), se realizó un desbroce manual y herbicidado de los rebrotes.

Presupuesto y financiación

Programa LIFE: 75 % de la financiación, resto de socios 25 % de la financiación.

Escombrera: 39.885,94 €.

Siembra de excrementos: 12.100 €.

Restauración Barahona: 85.328,22 €.

Restauración Retortillo: 54.748,18 €.

Restauración Arbujuelo: 96.942,85 €.

Labores desbroce adicionales: 9.982,50 €.

Gastos relacionados con la prevención de riesgos laborales: 851,53 €.

Todas las cantidades incluyen IVA.

Sistemas de control

No aplicable.

Cualificación del personal

Equipo TEG-UAM (5 personas): responsables de selección de zonas de actuación y seguimiento de indicadores pre- y postoperacional. Grupo formado por técnicos especialistas en seguimiento de procesos naturales (biólogos, ambientólogos) con diferentes grados de formación (1 catedrático, 2 doctores, 2 máster en Ecología).

Ingeniero agrónomo: responsable de llevar a cabo los acuerdos con propietarios de terreno.

Ingeniero de montes: responsable de redacción de proyectos de obra y dirección de la misma.

Más información

Referencias:

Hódar, J.A. (1996) The use of regression equations for estimation of arthropod biomass in ecological studies. *Acta Oecologia*. 17, pp. 421-433.

Zurdo, J., Baonza, J. y Traba, J. (2021) New insights on plant communities and flora of the southern paramos of the Iberian Range (Spain), *Phytocoenologia*, pp. 371-382.

Web:

<http://www.lifericoti.org/es/documentacion>

Informes entregables disponibles en la web: 36, 38, 39, 53, 54, 61, 63, 64, 65, 74.

Autores: Margarita Reverter Cid (Universidad Autónoma de Madrid) y Juan Traba Díaz (Universidad Autónoma de Madrid).



Nombre del proyecto

PROYECTO LIFE16 ENV/ES/000159 TEC-MINE «INNOVATIVE TECHNIQUES FOR FACIES WEALD AND UTRILLAS MINE RESTORATION»

Localización/Ámbito de actuación

La superficie restaurada de la Mina Fortuna se ubica íntegramente en el término municipal de Ademuz (Valencia).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Generalitat Valenciana-Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica.

Entidad/es socia/s del proyecto

Valenciana de Aprovechamiento Energético de Residuos (VAERSA); SIBELCO MINERALES S. A.; Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM); Universidad Complutense de Madrid (UCM); Universidad de Zaragoza (UNIZAR).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Noviembre de 2017-mayo de 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo II. Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.).

Se trata de una zona forestal incluida en la concesión minera denominada «Fortuna» (término municipal de Ademuz, Valencia), donde se han llevado a cabo labores de explotación minera para aprovechamiento de caolín y arenas silíceas durante más de sesenta años.

Ecosistemas afectados

En la zona están representados los ombroclimas mesomediterráneo y supramediterráneo. El supramediterráneo se localiza en el este y el oeste, por encima de los 1.000 m, con la presencia de *Juniperus thurifera* y *Q. rotundifolia*. En cotas más altas, hay la presencia de pastizales hemicriptófitos donde está presente *Juniperus sabina*. En el mesomediterráneo, entre los 900 y los 1.500 m se encuentra *Quercus coccifera*, *Ulex parviflorus* y *Cistus albidus*, que alternan con campos agrícolas y repoblaciones con pinos.

En términos de vegetación potencial, y según la clasificación de Rivas Martínez (1987), correspondería a carrascales mesomediterráneos (zonas bajas y más cálidas), encinares supramediterráneos y sabinares mesosupramediterráneos (sabinas albares) en zonas más frías. Actualmente, debido al uso intensivo del suelo, las zonas cercanas a la cantera están cubiertas de matorral esclerófilo.

En el límite oriental de la cantera se encuentra el parque natural de Puebla de San Miguel. Declarado parque natural en 2007, cuenta con 6.390 ha de superficie, destinadas a la protección de los hábitats allí localizados gracias a su buen estado de conservación por la baja presión antrópica.

Los hábitats de la Red Natura 2000 representados en el parque son:

- 3250. Ríos mediterráneos de caudal constante con *Glaucium flavum*.
- 4060. Brezales alpinos y boreales.
- 4090. Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga.
- **5210. Matorral arborescente con *Juniperus spp.***
- 6170. Praderas calcáreas alpinas y subalpinas.
- **6220*. Pseudoestepas con gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea*.**
- **6420. Praderas mediterráneas de hierbas altas y húmedas del *Molinio-Holoschoenion*.**
- 8210. Laderas rocosas calcáreas con vegetación casmofítica.
- **9240. *Quercus faginea* y *Quercus canariensis* ibérico.**
- **92A0. Bosques en galería de *Salix alba* y *Populus alba*.**
- **9340. Bosques de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.**
- **9530*. Pinares (sub)mediterráneos con pinos negros endémicos.**
- **9560*. Bosques endémicos con *Juniperus spp.***
- 9580*. Bosques mediterráneos de *Taxus baccata*.

(Los hábitats restaurados en el proyecto se destacan en **negrita**).

Motivación para desarrollar el proyecto

Este proyecto surge de la necesidad de mejorar los resultados de las restauraciones de minas y canteras a cielo abierto que afectan a terrenos forestales en ambientes mediterráneos.

Dadas las condiciones climáticas, caracterizadas por una precipitación anual escasa, pero de carácter torrencial, junto con sustratos arenosos y arcillosos (estéril minero), resultado de la actividad extractiva en las facies Weald y Utrillas (lo que implica una alta vulnerabilidad a la erosión hídrica), las prácticas de restauración convencionales no resultan eficaces a la hora de recuperar las funciones de un ecosistema forestal. Como consecuencia, la ocurrencia de problemas severos de origen hidrológico (elevada erosión y baja infiltración), la falta de sustratos edáficos adecuados, y un bajo éxito en la reforestación de estas zonas mediante métodos tradicionales, proporciona como resultado paisajes acarreados, inestables y con escasa diversidad biológica e integración visual.

Desde la Administración valenciana (Generalitat Valenciana, en adelante, GVA) se decidió apostar por un proyecto demostrativo que permitiera probar otras técnicas de restauración y la combinación de ellas, de tal manera que se corrigieran estas deficiencias, al tiempo que aumentara la calidad de las restauraciones en su conjunto. Además, este proyecto ha contado con la participación de la empresa pública VAERSA, tanto para la gestión del proyecto como para la organización de múltiples acciones de transferencia y formación, que han permitido al sector minero, responsable de la implementación de las restauraciones, disponer de un referente adecuado y de la capacitación necesaria para adoptar un nuevo modelo de restauración, más integral y eficiente.

El consorcio, liderado por la GVA, ha contado con expertos en restauración geomorfológica (UCM) y restauración ecológica de ecosistemas mediterráneos degradados (CEAM), cuyos diseños han permitido una gestión integral del agua, tanto por el control experto de la escorrentía como por su aprovechamiento para el desarrollo de una vegetación más diversa y mejor adaptada a los condicionantes de la zona a restaurar.

Asimismo, la participación de la empresa minera SIBELCO ha sido clave. Ha permitido disponer de un emplazamiento representativo de estos escenarios. Su contribución en la implementación de los diseños y su análisis de los resultados, considerando no sólo el aspecto técnico, sino también el económico, valida las soluciones aportadas por este proyecto, como alternativas sostenibles para el sector minero.

Diagnóstico ecológico

Con posterioridad a la finalización de las labores mineras (estado prerrestauración), quedó un espacio degradado. En él se distinguían cuatro zonas:

- Frente de mina, caracterizado por un talud único y de pendiente casi vertical con problemas de estabilidad en la zona de cabecera.
- Zona oeste. Antiguo hueco minero relleno con estériles (arcillas, arenas). Previo a la restauración, el material había alcanzado e incluso superado la cota original.
- Zona este. Pequeña zona de ladera afectada. Tipo de sustrato: arcillas y coluvión.
- Laguna. Hueco de captación de agua de lluvia, lámina permanente con base de arcilla.

La situación previa a la restauración se caracterizaba por una zona degradada, sin vegetación ni sustrato edáfico que la sustentara, así como por una morfología inestable, caracterizada por un frente residual de elevada altura e inclinación y escombreras de material estéril.

Tras el aprovechamiento de los recursos minerales, la disponibilidad de material para llevar a cabo la restauración se limitaba a acopios de estériles (en este caso, arenas y arcillas). Estos materiales carecían de las propiedades físicas y químicas necesarias para la recuperación de un ecosistema funcional y sostenible. Se disponía también de un pequeño volumen de coluvión, pero insuficiente dada la superficie afectada (13 ha, aproximadamente).

Además, y debido a la situación mencionada, el impacto paisajístico percibido por la población era negativo, lo que contribuía a la oposición social a las actividades mineras en la región.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

A partir del diagnóstico ecológico, los principales objetivos de este proyecto han sido:

- Recuperar la funcionalidad del ecosistema forestal afectado e iniciar los procesos ecológicos propios de estos ecosistemas (restauración ecológica).
- Proponer soluciones técnicas que permitan compatibilizar las actividades mineras con la conservación de nuestros montes, como productores de numerosos servicios ambientales.
- Proporcionar al sector minero y la Administración pública herramientas para diseñar y evaluar la idoneidad de las restauraciones.
- Mejorar la transferencia de conocimientos y promover la colaboración entre Administración, industria y ciencia.
- Ofrecer a la población local nuevas oportunidades para disfrutar de las áreas restauradas.

Marco legal

Este proyecto ha sido cofinanciado por el programa europeo LIFE por su carácter demostrativo e innovador. No obstante, en España, así como en el resto de Europa, la autorización relativa al desarrollo de la actividad minera está sujeta a normativa específica relativa al impacto ambiental derivado de la extracción del mineral, la conservación de lugares y especies de interés, la restauración o rehabilitación del espacio, así como la gestión de los residuos, entre otras.

Principal legislación relativa a la rehabilitación de espacios afectados por actividades extractivas:

- Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras (y sus sucesivas modificaciones).



Junio de 2018



Noviembre de 2019



Septiembre de 2020



Junio de 2021



Figura 1. Evolución de GeoFluv este: junio de 2018, noviembre de 2019, septiembre de 2020 y junio de 2021.
Autoría: VAERSA y Generalitat Valenciana.

- Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular.
- En el caso de la Comunidad Valenciana: Decreto 82/2005, de 22 de abril, del Consell de la Generalitat, de Ordenación Ambiental de Explotaciones Mineras en Espacios Forestales de la Comunidad Valenciana.

Acciones de restauración

En el proyecto Tecmine se han llevado a cabo acciones de restauración en 13 ha de la mina Fortuna (Ademuz, Valencia) y en 14 ha en réplicas que se han desarrollado como transferencia directa del LIFE Tecmine.

Las acciones de restauración llevadas a cabo han consistido en:

Restauración geomorfológica

Frente de Mina: estabilización e integración del frente mediante voladuras en cabecera y remodelado.

Zona este y oeste: remodelación del terreno a partir del método GeoFluv, implementado en el *software* Natural Regrade, basado en la réplica de paisajes similares a los naturales.

Una correcta integración funcional y visual, y una adaptación al medio de los espacios mineros, requiere que las formas del terreno sean «maduras», con topografías suaves y alomadas, y con cauces que replican las redes de drenaje naturales.

Aporte y estabilización del suelo

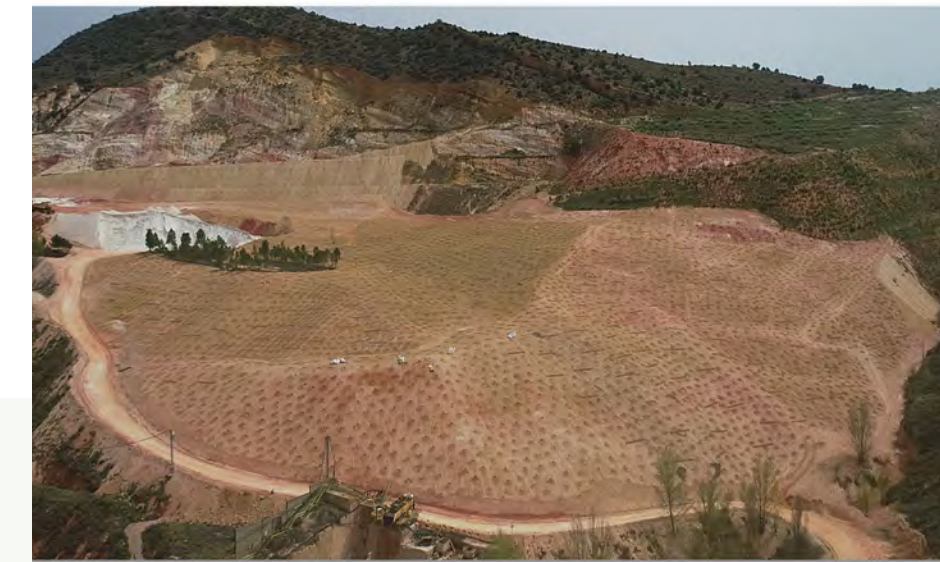
Se han seleccionado sustratos tipo **coluvión** y mezclas de **estériles** de la explotación con aporte de **materia orgánica (compost)**, procedente de actividades como la silvicultura y la depuración de aguas tras un proceso de estabilización y compostaje.

Además, se ha realizado una **siembra** de especies herbáceas, se han colocado **mantas orgánicas y bandas de astillado**, para incrementar la protección del suelo frente a procesos erosivos.

Una adecuada selección de sustratos disponibles, junto con tratamientos de mezcla y mejora, han permitido reconstruir un suelo funcional, que garantice la estabilidad y el desarrollo del nuevo ecosistema.



Junio de 2018



Noviembre de 2019



Septiembre de 2020



Junio de 2021



Figura II. Evolución de GeoFluv oeste: junio de 2018, noviembre de 2019, septiembre de 2020 y junio de 2021.
Autoría: VAERSA y Generalitat Valenciana.

Establecimiento de la vegetación

- Previa a la plantación, se han aplicado técnicas que optimizan el aprovechamiento del agua de lluvia, como las «microcuencas», y otras actuaciones dirigidas a mejorar la supervivencia y crecimiento de las plantas: tubos protectores, hidrogel, enmiendas orgánicas y técnicas de cultivo en vivero, adaptadas a las características funcionales de las especies mediterráneas.

A continuación, se han plantado cerca de **9.000 plantas de 30 especies diferentes** de árboles y arbustos, que representan hasta ocho hábitats distintos, de los cuales tres son hábitats prioritarios (véase el apartado «Ecosistemas afectados»).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Desde el inicio de este proyecto y durante toda su implementación se ha llevado a cabo una **estrategia de comunicación** dirigida a todos los grupos de interés. Para ello, estos grupos se identificaron y agruparon en:

- Empresas mineras, empresas de consultoría forestal y minera, colegios profesionales, Administración pública y comunidad científica relacionada con la restauración ecológica.
- Población local, entidades y asociaciones locales, organizaciones no gubernamentales enfocadas en la protección y conservación del medio ambiente y público en general.
- Escuelas primarias y secundarias, centros de formación y universidades.

Para cada uno de ellos, se diseñó una estrategia específica, identificando los objetivos a alcanzar, así como los mensajes, los canales de comunicación y las actividades a desarrollar más adecuadas en cada caso.

En total, se han llevado a cabo más de 20 conferencias técnicas, más de 17 actividades con estudiantes de los diferentes ciclos y hemos participado en más de 20 eventos (muchos de ellos de ámbito local), dirigidos al público en general, donde se ha transmitido la importancia de la minería, los impactos derivados de esta actividad y las medidas de restauración que aplicamos en el proyecto Tecmine.

Estas actividades han sido complementadas con publicaciones científicas internacionales:

- Turrión, D. *et al.* (2021) Innovative techniques for landscape recovery after clay mining under Mediterranean conditions, *Sustainability*, 13(6), 3439.
- Martín Duque J.F. *et al.* (2019) Geomorphic rehabilitation in Europe: recognition as best available technology and its role in LIFE projects. En: Fourie, A.B. y Tibbett, M. Eds. *Mine Closure 2019*. Perth: Australian Centre for Geomechanics.



Junio de 2018



Noviembre de 2019



Septiembre de 2020



Junio de 2021



Figura III. Evolución de la laguna: junio de 2018, noviembre de 2019, septiembre de 2020 y junio de 2021.
 Autoría: VAERSA y Generalitat Valenciana.

- Así como dos guías técnicas de apoyo a la planificación y evaluación de los proyectos de restauración:
- *Guía metodológica para la elaboración de planes y proyectos de restauración de espacios forestales afectados por actividades mineras*. Valencia: Generalitat Valenciana.
- *Guía para el control y seguimiento de los proyectos de restauración de explotaciones mineras en terrenos forestales*. Valencia: Generalitat Valenciana.

Todos ellos disponibles en la [página web de Tecmine](#).

Además, al inicio y al final del proyecto se realizaron encuestas al primer grupo de interés (profesionales y expertos) y al tercer grupo (población local) con el objetivo de evaluar la percepción y el impacto del proyecto, así como la eficacia de la estrategia de comunicación.

Cuestiones dirigidas a identificar el grado de conocimiento de los profesionales sobre las técnicas de restauración disponibles más allá de las convencionales, así como su valoración de las técnicas aplicadas en el proyecto Tecmine, permitieron comprobar la necesidad que hay de conocer otras alternativas que, pese a ser conocidas en el ámbito científico, no lo son en el ámbito de la Administración y la empresa.

Asimismo, el resultado de la restauración de este proyecto en comparación con restauraciones convencionales, así como la participación y colaboración entre la Administración, la empresa y la ciencia, han sido aspectos muy valorados.

Por otro lado, la población local percibe la actividad como positiva, a pesar de los impactos ambientales derivados de ella, ya que contribuye a generar empleo. Sin embargo, la mayoría de los encuestados desconocían que tras la explotación de los minerales existe una obligación de restaurar el espacio afectado. A ello contribuía el hecho de que las imágenes de los espacios restaurados anteriormente no parecían transmitir la idea de un espacio rehabilitado adecuadamente. Tras la restauración llevada a cabo en el proyecto Tecmine, los encuestados aprecian y valoran la mejora paisajística de esta zona en comparación con otras áreas del entorno, también afectadas por la actividad minera.

Además, la gran mayoría de los encuestados considera que el proyecto Tecmine puede contribuir al conocimiento del territorio y su revitalización.

Seguimiento de la RE

En el proyecto se ha establecido un plan de seguimiento y evaluación de los resultados de la restauración, desde la evaluación de la supervivencia y el crecimiento de las especies introducidas hasta la cobertura del suelo, la diversidad de especies o el enriquecimiento en la fertilidad del suelo.

La estabilidad de los espacios restaurados frente a la erosión se ha determinado mediante el estudio (distribución espacial y cuantificación) de la erosión hídrica, en valores de $t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Los informes relativos al seguimiento de los diferentes indicadores y los resultados finales se encuentran disponibles en la [página web del proyecto](#).

Mantenimiento

Transcurridos tres años desde la consecución de los trabajos de restauración, no han sido necesarias labores de mantenimiento. Durante el primer verano, después de la plantación, se aplicaron riegos puntuales de emergencia. Pero tras este periodo no ha sido necesaria ninguna otra labor, más allá de la retirada de los tubos protectores.

Desviaciones

Respecto a la restauración geomorfológica, el resultado global ha sido un claro éxito. Únicamente ha habido pequeñas desviaciones, que no han comprometido el resultado final, pero que, de hecho, han sido extraordinariamente útiles para aprender de las mismas y tratar de evitarlas en proyectos futuros. Estas desviaciones han sido: i) falta de precisión en la conexión de las nuevas redes de drenaje construidas con sus niveles de base; ii) han quedado espacios sin recubrimiento coluvionar; iii) en algunas zonas, no se ha manejado adecuadamente la entrada de escorrentía desde el exterior hacia las zonas restauradas.

La restauración ecológica no ha presentado desviaciones significativas a destacar.

Evaluación final

En relación con el seguimiento hidrológico y geomorfológico del ecosistema, se han obtenido las siguientes conclusiones:

El déficit hídrico es el principal factor limitante para el desarrollo de la vegetación en los ambientes mediterráneos. La erosión hídrica superficial limita el desarrollo de la vegetación por la inestabilidad que genera y porque regueros y cárcavas incrementan el déficit hídrico, al evacuar la escorrentía de las laderas. Por ello, se ha realizado el seguimiento de la erosión en regueros y de la humedad edáfica, como *proxy* de la oferta de agua a las plantas.

El indicador utilizado ha sido la **densidad de regueros** (m/m^2), medida a partir de un modelo digital de elevaciones (en adelante, MDE) obtenido mediante fotografías tomadas con dron; y medidas directas en campo, pues la vegetación desarrollada impidió obtener un MDE preciso.

Para evaluar adecuadamente los datos de erosión registrados en los ecosistemas mineros restaurados hay que tener en cuenta dos aspectos: i) las tasas de erosión disminuyen exponencialmente entre el primero y quinto año, cuando se estabilizan; ii) la densidad máxima de regueros compatible con el desarrollo de la vegetación en el contexto de la mina Fortuna se sitúa entre 0,60 y 0,70 m/m^2 .

Los resultados muestran que las restauraciones geomorfológicas canónicas (GeoFluv) —en las que se ha podido construir una topografía suave y aportar un sustrato de coluvión— son muy poco erosivas. En efecto, en la zona este, la formación de regueros ha sido prácticamente nula y en la zona oeste se han desarrollado pocos regueros (0,15 m/m^2). Sin embargo, en las zonas en las que no se ha podido aplicar la restauración geomorfológica canónica, la densidad de regueros se aproxima al valor umbral. La ausencia de sustrato tipo coluvión también favorece la formación de regueros, aunque en valores dentro del rango de tolerancia.

Respecto a los cauces construidos, la erosión remontante está siendo moderada y compatible con la estabilidad del ecosistema en las restauraciones canónicas de GeoFluv. En la zona de restauración geomorfológica abrupta, la erosión aguas arriba en el canal principal es realmente importante, afectando al 77,4 % de la longitud del canal.

Relativo a la **humedad**, podemos decir que en las zonas restauradas por el método GeoFluv los niveles de humedad son mayores que en las restauradas de manera convencional (talud-cuneta); es decir, ofertan más agua a las plantas.

Por otro lado, el sustrato de coluvión ha tenido niveles de humedad similares a los del suelo natural del ecosistema de referencia (entisol con epipedión ócrico) y siempre superiores a los del sustrato tipo «estéril», lo que indica sus buenas propiedades hídricas. Nuestros resultados revelan que el sustrato controla más la oferta de agua a las plantas que la topografía.

La variedad de los paisajes GeoFluv favorece la heterogeneidad ambiental y, por tanto, la biodiversidad, lejos de la uniformidad presente en las laderas convencionales.

En relación con la restauración ecológica y reforestación, se pueden dar las siguientes conclusiones:

1) Previo al diseño de la restauración, se recomienda realizar una identificación precisa de las diferentes **unidades funcionales de restauración** (UR) del paisaje, según sus condiciones fisiográficas. Características como la pendiente y la orientación condicionan la toma de decisiones sobre las técnicas de estabilización del sustrato, la reforestación a nivel de hoyo de plantación, las densidades de plantación o la selección de especies. Tanto la caracterización de la zona a restaurar como el consiguiente diseño de la restauración son cruciales para mejorar el éxito en términos de supervivencia y crecimiento de las plántulas.

2) Una cuidadosa selección de especies facilita una alta supervivencia y buenas tasas de crecimiento, incluso en los sitios más desfavorables. En este sentido, la elección de referencias ecosistémicas adecuadas es crucial para seleccionar las especies nativas apropiadas presentes de forma natural en el entorno de la zona de restauración.

3) La calidad de las plantas, así como la procedencia de las semillas locales junto con la aclimatación de las plántulas antes de la plantación a las condiciones abióticas a través de protocolos de vivero adecuados, promueve mayores tasas de supervivencia y crecimiento, independientemente de las limitaciones climáticas.

4) La aplicación de técnicas de restauración de bajo coste, como las microcuencas, en lugar de sistemas de riego más costosos, o la aplicación de enmiendas orgánicas para aumentar la fertilidad producen un efecto positivo en el establecimiento y crecimiento de las plántulas, reduciendo los costes y el consumo de agua en climas con importantes limitaciones hídricas. Además, la instalación de protectores, o hidrogeles en condiciones específicas, alivia a las plantas de la alta radiación, la desecación y la herbivoría.

5) La siembra de herbáceas permitió alcanzar de manera temprana unos valores adecuados de cobertura vegetal tras las tareas de restauración (> 60 %). Este aspecto es crucial para prevenir los procesos de degradación del suelo y promover la recuperación de los principales procesos ecológicos.

6) La adición de compost en superficie y en el hoyo de plantación en dosis adecuadas permitió alcanzar valores de fertilidad cercanos a los parámetros de referencia y sin problemas asociados.

7) La extensión de coluvión en superficie mejoró las propiedades del suelo en términos de pedregosidad, textura y contenido inicial de nutrientes. Además, este sustrato ha mostrado los valores más bajos de compactación del suelo, permitiendo algunos procesos ecológicos importantes, como la germinación de semillas, la infiltración de agua y el reciclaje de nutrientes.

6) Por último, cabe destacar la importancia de la supervisión y el seguimiento en cada etapa del proceso de restauración. El establecimiento de un programa de seguimiento es clave para evaluar el éxito de la plantación y detectar las etapas críticas que puedan comprometer el éxito de las plántulas, y establecer medidas correctoras en caso necesario.

Persistencia de la zona restaurada

El periodo del proyecto LIFE Tecmine ha finalizado y, desde mayo de 2022, entramos en el periodo «After-LIFE», en el que, durante tres años más (2022-2025), el consorcio se compromete a una serie de acciones de seguimiento y comunicación. Además, durante este periodo y hasta que el derecho minero de esta concesión caduque, la empresa Sibelco llevará a cabo las labores de mantenimiento y reparación que sean necesarias.

Presupuesto y financiación

Presupuesto total: 1.589.256 €.

Contribución de la Unión Europea: 942.456 €.

Sistemas de control

No.

Cualificación del personal

Previo al desarrollo de las acciones de construcción del proyecto, tanto los técnicos (ingenieros de minas) como los encargados, maquinistas y peones recibieron formación específica en la ejecución de los trabajos por parte de los expertos de la UCM y CEAM. Además, durante la implementación se ha realizado un control de calidad de los trabajos y un seguimiento continuo.

Más información

Web:

<https://agroambient.gva.es/es/web/life-tecmine>

Autores: Juan Uriol Batuecas (Jefe de Servicio de Ordenación y Gestión Forestal de la Generalitat Valenciana); y Cristina Gil Monteso (Generalitat Valenciana).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN FLUVIAL EN EL LIC TRAMOS BAJOS DEL ARAGÓN Y DEL ARGÁ (ES2200035). LIFE TERRITORIO VISIÓN

Localización/Ámbito de actuación

Peralta, Falces, Funes, Marcilla, Villafranca, Caparroso, Carcastillo, Santacara, Mélida, Murillo El Cuende, Murillo El Fruto y Milagro (Navarra).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Gobierno de Navarra.

Entidad/es socia/s del proyecto

Confederación Hidrográfica del Ebro, Gestión Ambiental de Navarra, S. A. Tragsa.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2010-2016.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca. Hasta mediados del siglo XX, los ríos Arga y Aragón (grandes ríos mediterráneos con una cuenca vertiente de 5.860 km²) generaban en sus tramos bajos un paisaje dominado por meandros libres, que en su recorrido por la llanura aluvial generaban un complejo sistema de meandros abandonados. Sin embargo, desde los años sesenta del pasado siglo hasta bien entrado el siglo XXI, ambos ríos sufrieron una simplificación y rectificación de su trazado, siendo afectados por la construcción de defensas, canalizaciones, regulación de la cuenca y dragados generalizados. La eliminación de sotos para convertirlos en cultivos agrícolas o forestales, así como el miedo a las inundaciones, generaron una demanda social casi unánime en el territorio, reclamando actuaciones hidráulicas para encauzarlos asimilándolos a canales.

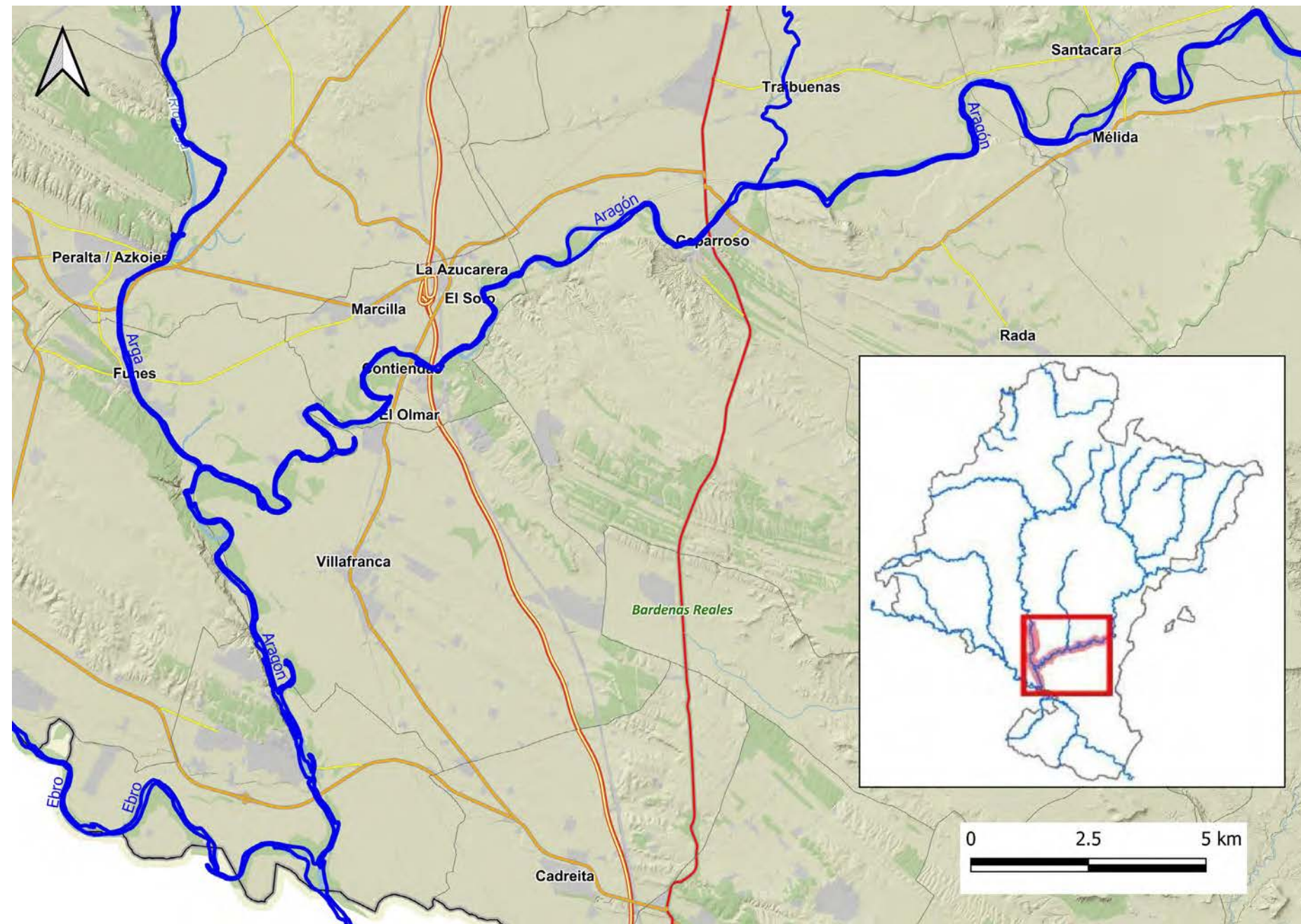


Figura 1. Zona de actuación. ZEC ES2200035: Tramos bajos del Aragón y del Argá, Navarra. Autor: César Pérez Martín.

Ecosistemas afectados

Los principales hábitats afectados dentro del LIC Tramos Bajos del Aragón y del Arga son los diferentes bosques y formaciones arbustivas de ribera, siendo el hábitat principal las choperas y alamedas mediterráneas (hábitat de interés comunitario [en adelante, HIC] 92A0), así como, tamarizales (92D0), saucedas arbustivas (3240), hábitats característicos de playas e islas (3270, 3280) y juncales mediterráneos (6420), así como otros hábitats de interés para la flora y la fauna como son las comunidades helofíticas y los pastizales higrófilos.

En relación con las **especies de fauna**, el LIC presenta una importante población de visón europeo (*Mustela lutreola*), especie en peligro crítico a nivel mundial, galápago europeo (*Emys orbicularis*) y nutria paleártica (*Lutra lutra*). La avifauna también presenta especies ligadas directamente a los hábitats fluviales: el martín pescador (*Alcedo atthis*), el aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*) y varias ardeidas. En la ictiofauna, dependiente de aguas más dinámicas y fondos de gravas limpios, se encuentran la madrilla (*Parachondostroma miegii*), y la bermejuela (*Achondrostoma arcasii*).

Motivación para desarrollar el proyecto

Pese a la fuerte simplificación y a un proceso grave de incisión a escala de tramo de río, y que llevó a una reducción dramática de sus valores ambientales, los tramos bajos del Arga y del Aragón han mantenido la población de visón europeo más importante del sur de Europa, uno de los mamíferos más amenazados del mundo. Al mismo tiempo, se constataba un incremento del riesgo en episodios de avenidas. A la luz de estos datos, el Gobierno de Navarra se propuso restaurar el ecosistema fluvial natural, complejo y dinámico en un territorio fuertemente humanizado, abordando de manera conjunta el problema de la gestión de inundaciones, la gestión del agua, y las necesidades de la restauración ecológica de río.

Diagnóstico ecológico

Los ecosistemas del LIC Tramos Bajos del Aragón y del Arga han sufrido una fuerte degradación ecológica y paisajística resultado del modelo de planificación hidrológica y territorial implementado en los últimos decenios. Algunos impactos tienen escala de cuenca (la regulación hidrológica y la alteración del régimen de sedimentos), mientras que otros son consecuencia de la modificación del corredor fluvial en tramos concretos del río: estrechamientos y estabilizaciones de lechos, regulación de los desbordamientos mediante estructuras de contención, dragados y cortas. Como consecuencia, ambos ríos han sido simplificados y han sufrido un proceso de incisión, que a su vez ha conducido a una profunda transformación funcional y estructural del ecosistema fluvial, casi irreconocible a día de hoy en largos tramos. Todo ello, en términos ecológicos, ha comportado:

- Desconexión funcional de los lechos y las riberas.
- Pérdida de ecosistemas riparios por transformación y ocupación directa, de los que hoy tan sólo quedan pequeñas muestras relictuales.
- Proceso de degradación de los últimos bosques ripícolas existentes y de los hábitats que le acompañan.
- Incapacidad del río para generar nuevos bosques aluviales por idénticas causas.
- Desaparición y degradación de las grandes zonas húmedas preexistentes (madres).
- Desaparición de pequeñas zonas húmedas a modo de canales laterales dentro del cauce principal por estrechamiento del mismo.
- Imposibilidad de generar de manera natural nuevos humedales o zonas húmedas.
- Aparición de especies exóticas de fauna y flora, favorecidas en tierra por la desaparición de las formaciones originales de ribera y la alteración de orillas y en el propio cauce por la disminución de riadas y estiajes, así como por los obstáculos fluviales que provocan numerosos tramos lénticos.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

La recuperación del ecosistema fluvial original y los procesos que lo modelaban y mantenían.

La implantación de medidas orientadas a la restitución del hábitat natural del visón europeo, del galápago europeo y del resto de las especies que dependen de los humedales de origen fluvial.

La mejora de espacios seminaturales donde no es posible el punto anterior, para compensar el acelerado proceso de desaparición de los humedales naturales, mediante la creación de humedales artificiales, garantizando unas condiciones de funcionamiento ecológico (dinámicas) que de por sí no existen de manera natural.

Marco legal

Aplicación conjunta de tres directivas:

- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Directiva 2007/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2007, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación.

Acciones de restauración.

Las acciones se han agrupado en torno a tres bloques:

- La restauración del ecosistema fluvial. Acciones de restauración estructurales:
 - Recuperar y restaurar bosques aluviales en ámbitos riparios (adquisición y naturalización de parcelas).
 - Mejorar la conectividad longitudinal (naturalización de los márgenes mediante la eliminación de estructuras como escolleras, muros, motas, etc.).
 - Ensayar medidas de restauración de los cauces y de las dinámicas fluviales de manera que se inviertan los procesos de simplificación morfológica y de incisión, se reactiven los procesos formadores de bosques aluviales y de zonas húmedas, se genere hábitat natural para el visón, y se favorezca la diversidad fluvial con carácter general mediante la diversificación de ambientes.
- La creación de humedales. La recuperación de meandros del río ha permitido recuperar zonas húmedas que permitan la regeneración del hábitat y mejorar su atractivo para las especies más vulnerables.
- La eliminación de especies exóticas:
 - Diagnóstico y cartografía detallada de las especies problemáticas referida tanto a flora como fauna e incluyendo individuos y rodales de taxones invasores.
 - Realización de pruebas piloto de erradicación de formaciones vegetales invasoras utilizando diferentes técnicas.
 - Elaboración de un protocolo de identificación y eliminación de tortugas exóticas.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

En 2007-2008 se realizaron procesos de participación ciudadana por ríos que tomaron el nombre de Foros de Agua del Arga y del Aragón, de los que se obtuvo un primer diagnóstico y posibles medidas necesarias a implementar. En 2010, dando continuidad al proceso anterior, se creó un foro de participación pública activa conjunto para el tramo de confluencia de ambos ríos Arga y Aragón, muy plural, intentando recoger todos los puntos de vista y discursos para debatir, concretar y dar seguimiento a las soluciones. En paralelo, se realizaron pequeñas obras demostrativas que también fueron motivo del proceso de participación pública.

Las claves del éxito del proceso se pueden resumir en ocho puntos:

- Diseñar el proceso a la escala adecuada, en este caso la escala de tramo bajo de dos ríos que confluyen, que aporta una visión de conjunto. Buscar una solución de conjunto a través de soluciones individuales.
- Plantear los debates y las soluciones con una visión integral que conjugue las tres directivas: marco del agua, inundaciones y hábitats.

- Establecer una coordinación estricta de los tiempos y de los equipos entre las actividades de participación y el desarrollo de los trabajos técnicos.
- Fomentar el aprendizaje social y de cooperación dentro y fuera de las Administraciones y con los diferentes agentes territoriales.
- Dar cabida en un espacio abierto a la deliberación con la población interesada inclusiva de diferentes visiones y discurso, y que mantenga un equilibrio entre los participantes de los distintos municipios implicados. Esto se consiguió diseñando diferentes niveles de participación según la voluntad de implicación.
- Transformar los resultados de la participación en acciones tangibles: hacer visible el antes y el después y dar continuidad a las actividades y propuestas, cabe especial atención a las iniciativas de transparencia de la información.
- Mantener activa la participación en las tres fases: planificación, definición de alternativas y diseño de proyectos concretos.
- Conseguir la continuidad en el tiempo y su evolución. Se trata de hacer resilientes los procesos fomentando su apropiación por parte de la comunidad local.

Durante la ejecución del LIFE 2010-2015 se creó un Punto de Información Territorio Visión, que funcionó como punto de referencia para la información, participación y dinamización ciudadana en torno al río y a sus valores, y a los avances del proyecto (11.000 personas atendidas) y se continuó la participación activa (66 reuniones participando más de 1.000 personas y 14 salidas al campo) y voluntariado (más de 1.600 personas participantes).

Seguimiento de la RE

Acción A. Acciones preparatorias: Proyectos redactados.

Acción B. Compra o alquiler de terrenos y pagos compensatorios por derechos de usos: hectáreas.

Acciones C. Gestión del hábitat fluvial. Indicadores

- C1. Hectáreas de restauración de hábitats, mililitros de retirada y/o retranqueo lineales de motas y escolleras.
- C2. Número de meandros reconectados.
- C3. Número de nuevos humedales creados, hectáreas de hábitat específico de visión europeo.

Mantenimiento

Programa de seguimiento Post-LIFE: 4 años, 2016-2020.

Presupuesto aproximado: 626.000 €.

Objetivos: ejecución de labores de mantenimiento (escardas, riegos) en las plantaciones realizadas; seguimiento de la evolución de los hábitats y comunidades vegetales de los nuevos humedales creados y de la alimentación de humedales artificiales; comparativa de las revegetaciones artificiales de revegetación riparia *versus* la facilitación de procesos de evolución natural; y seguimiento geomorfológico de los meandros reconectados y de los tramos en que el río modela el resultado final y con devolución de sedimentos al cauce.

Desviaciones

Potenciar e incidir, en mayor medida, en la sensibilización social para garantizar la aceptación social de las medidas y la comprensión de los procesos. Se prefiere permitir la evolución natural de los terrenos recuperados frente a las plantaciones masivas. Existe también la necesidad de garantizar la alimentación de humedales artificiales alimentados por retornos de riego y de establecer acuerdos de colaboración y custodia del territorio.

Evaluación final

Resultados obtenidos por indicadores de los proyectos desarrollados:

- Proyectos redactados: 17.
- Proyectos ejecutados: 15.

Compra o alquiler de terrenos y pagos compensatorios por derechos de usos. Alquiler de 98,69 ha en terrenos comunales y adquisición de 24,62 ha en terrenos particulares.

Gestión del hábitat fluvial: 94,7 ha de restauración de hábitats; retirada y/o retranqueo de 7.362 m; 13 nuevos humedales creando 16,46 ha de hábitat específico de visión europeo; 550 m lineales de talud apto para el avión zapador; 155 *snags* para pícidos y más de 300 cajas-refugio para quirópteros.

Persistencia de la zona restaurada

Compra de terrenos particulares (24,62 ha) y alquiler de terrenos comunales por 20 años con cambio de uso a perpetuidad (98,69 ha).

El seguimiento de la eficacia de las medidas ha sido una tarea continua después de la ejecución. La experiencia ha permitido dar continuidad a las actuaciones de este tipo en la misma zona con otros fondos, y se ha utilizado su efecto demostrativo para actuaciones similares en otros tramos. Los Ayuntamientos de la zona asumieron la riqueza de estos ríos como identificación, y se han organizado para trabajar conjuntamente proyectos como recorridos peatonales y ciclables en torno al río.

Presupuesto y financiación

6.360.048,86 €. (61,31 % UE LIFE+, 38,69 % Gobierno de Navarra + Ministerio de Medio Ambiente, actual MITECO).

Sistemas de control

Seguimiento ambiental de las actuaciones durante la ejecución de las mismas y hasta cuatro años después de su finalización. Incluye tanto los aspectos de evolución biológica como morfológica del río, tanto en las áreas próximas de intervención como aguas debajo de las intervenciones.

Cálculo de indicadores por acciones preestablecidos según el tipo de proyecto desarrollado y sus objetivos.

Cualificación del personal

Equipos multidisciplinares integrados en todo el proceso y desarrollo del proyecto, tanto para la redacción de soluciones como para la dirección de obra y el seguimiento de las mismas.

Más información

Web:

<https://territoriovison.eu/>

Autores: César Pérez Martín (responsable del proyecto en el Gobierno de Navarra); y Eva García Balaguer (responsable del proyecto en el Centro de Recursos Ambientales de Navarra).



Nombre del proyecto

LIFE13 NAT/ES/000436 LIFE-TETRACLINIS-EUROPA

Localización/Ámbito de actuación

Términos municipales de Cartagena y La Unión (Murcia).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Dirección General de Medio Natural. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Entidad/es socia/s del proyecto

Universidad de Murcia (UM).

Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE).

Fundación Sierra Minera (FSM).

Ayuntamiento de Cartagena.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Desde el 1 de junio de 2014 hasta el 30 de octubre de 2019.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Grupo II. Industria extractiva (minería, dragados, perforaciones, etc.).

Grupo XI. Incendios (provocados, accidentales o naturales).

Las sierras de Cartagena han sido objeto de una intensa explotación minera a lo largo de la historia, especialmente acentuada a partir de la segunda mitad del siglo XX, cuando se empieza a practicar una minería a cielo abierto. Además, los espacios litorales donde se ha intervenido se han visto afectados por incendios en los últimos años. Se ha de destacar el último ocurrido en 2011 y que afectó a más de 400 ha, la mayor parte dentro del lugar de importancia comunitaria (en adelante, LIC) Calblanque, Monte de las Cenizas, donde se encuentra la mejor representación europea del hábitat prioritario «9570*. Bosques de *Tetraclinis*».

Ecosistemas afectados

El proyecto se ha restringido a las sierras litorales de Cartagena y La Unión (Murcia) —LIC Calblanque Monte de las Cenizas y Peña del Águila, y LIC Cabezo Roldán—, con presencia de especies propias y diferenciales del hábitat de *Tetraclinis* 9570*. Se trata de zonas con gran cantidad de taxones iberoafricanos (cornical, palmito, o el propio ciprés de Cartagena, *Tetraclinis articulata*), que medran en ecosistemas mediterráneos de media montaña próximos a la costa.

Motivación para desarrollar el proyecto

El incendio ocurrido en 2011, y la consecuente competencia postincendio con el pino carrasco, junto con las balsas mineras, depósitos, cortas, etc., de la minería practicada a cielo abierto en la zona, impulsó la necesidad de desarrollar este proyecto de restauración. Además, el conocimiento científico y técnico generado como resultado podrá ser de utilidad como base de un futuro plan de conservación para *Tetraclinis articulata*. La especie se halla catalogada como vulnerable en la normativa regional de flora protegida.

Diagnóstico ecológico

Los fuegos recurrentes en la zona habían provocado un retraso en el periodo en el que los individuos son capaces de fructificar: al quemarse la parte aérea de los cipreses se había eliminado temporalmente la posibilidad de fructificación. Se ha de resaltar la capacidad de rebrote, tanto de raíz como de cepa, que manifiesta esta especie. En cambio, los pinos carrascos, para lograr su éxito reproductor y su supervivencia, dependen de la apertura de las piñas, favorecida en este caso por el calor provocado tras los incendios.

Las tasas de pequeños pinos surgidos tras el fuego superaron en muchos casos los 3.000 pies/ha. Por tanto, resultaba imperioso clarear dichos pimpollos hasta dejarlos en densidades en torno a los 800 pies/ha, de modo que, cuando los pies maduros de *Tetraclinis* rebrotasen y emitiesen las semillas, estas tuviesen posibilidades de prosperar en este biotopo. De no ejecutarse este proyecto, la disponibilidad de espacio en el suelo sería casi nula por estar todo ocupado por una alta densidad de pequeños pinos.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo principal del proyecto ha sido la mejora de la calidad del hábitat 9570* y el incremento de su superficie. El proyecto comprende diferentes acciones de restauración, muchas interrelacionadas con el objetivo final de restaurar la superficie afectada por el incendio forestal de agosto de 2011, así como mejorar el hábitat de la especie en otras áreas afectadas por actividades humanas (minería, senderismo por trochas, etc.), o por la competencia que ejerce el *P. halepensis* sobre *T. articulata*.

Marco legal

Directiva 92/43/CEE, del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes.

Real Decreto 289/2003, de 7 de marzo, sobre comercialización de los materiales forestales de reproducción.

Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

Decreto 50/2003, de 30 de mayo, por el que se crea el Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia, y se dictan normas para el aprovechamiento de diversas especies forestales.

Además, se dictan normas para el aprovechamiento de diversas especies forestales.

Acciones de restauración

Las dos acciones más relevantes por superficie restaurada, y por lo innovador y la posibilidad de replicación del método utilizado, fueron las siguientes:

Acción C.1. Amortiguación de la competencia ecológica postfuego

Se ha favorecido la presencia y conservación del hábitat de *Tetraclinis* en la zona donde ya existía la especie y en su área potencial.

Al analizar la zona tras el incendio, se identificaron cuatro tipos de modelos sobre los que aplicar un tratamiento específico, teniendo en cuenta las densidades de pino carrasco, regenerado, afección por el incendio, estado de conservación del hábitat de interés y exposición solana-umbría.

Esta acción se hizo necesaria por la fuerte competencia que el pino carrasco ejercía tras el incendio. Además, la apertura del dosel de pino carrasco facilitó la instalación de otras especies que componen el hábitat de *T. articulata*, como *Chamaerops humilis*, *Maytenus senegalensis*, *Olea europaea sylvestris*, *Periploca angustifolia*, etc.

La ejecución de esta acción ha sido clave para que el hábitat de *Tetraclinis* no siguiera disminuyendo su superficie en favor del pinar y el aliagar (*Calicotome intermedia*). Además, la acción suponía disminuir la alta concentración de combustible vegetal.

Esta acción se realizó sobre 51,08 ha de superficie forestal afectada por el incendio, mediante clareos de pies de pino carrasco, disminuyendo de esta manera la alta densidad de regenerado natural tras el incendio. Además, el pinar adulto (con baja densidad de *T. articulata*) se clareó por bosquetes en 10 ha, donde se había cartografiado potencialmente el hábitat 9570*.

Las intervenciones realizadas se diferenciaron en tres tipos de modelos en áreas afectadas por el incendio, y un tipo de modelo en áreas no incendiadas, con las siguientes actuaciones:

Modelo A. Zona incendiada, con una masa en estado de latizal-fustal en 2011, la cual presentaba el 100 % de pies adultos quemados con un 10-20 % de pies caídos y un fuerte regenerado de pinar.

Actuación: corta de pies quemados con creación de fajinas contra la erosión y control de competencia de regenerado de ejemplares de *Calicotome intermedia* y brinzales de pinar tras el incendio (15,07 ha).

Modelo B. Zona incendiada, con una masa en estado de monte bravo en 2011, la cual presentaba el 100 % de pies jóvenes quemados y un regenerado moderado.

Actuación: corta de pies quemados con creación de fajinas contra la erosión y control de competencia de regenerado de ejemplares de *Calicotome intermedia* y brinzales de pinar tras el incendio (4,95 ha).

Modelo C. Zona incendiada, con una masa en estado de latizal-fustal en 2011, la cual presentaba el 100 % de los pies adultos quemados, con un 50 % de pies caídos en el suelo y un fuerte regenerado de pinar.

Actuación: corta y tronzo de pies quemados que se encuentren caídos o volcados en el suelo y control de competencia de regenerado de ejemplares de *Calicotome intermedia* y brinzales de pinar tras el incendio (31,06 ha).

Calendario	2014			2015			2016			2017			2018			2019			
	Jun	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Previsto			■	■			■				■								
Final											■	■	■	■			■		

 **Tabla I.** Calendario de ejecución.

Modelo D. Zona no incendiada, con una masa dominada por el pinar de pino carrasco y diseminado de *T. articulata*.

Actuación: en áreas con presencia de ejemplares de *Tetraclinis* de forma natural, eliminación selectiva mediante la corta del 100 % de los pies de pino carrasco en bosquetes de 15 m de radio, a razón de 5 bosquetes/ha, astillado de residuos, saca de madera gruesa y refuerzo del hábitat 9570* (10,00 ha).

Los modelos A y B presentaban una densidad de pinar de entre 1.200 a 1.800 pies/ha, disminuyéndose finalmente a 800 pies/ha. En estas zonas de fuertes pendiente, se utilizó la madera quemada para construir fajinas en curvas de nivel que permitieran contener los elementos finos y frenar la erosión hídrica en laderas.

El modelo C presentaba un pinar quemado más disperso, evaluándose un porcentaje de actuación sobre el 20-40 % de los pies quemados, obteniendo una densidad final de 400-700 pies/ha.

En el modelo D las actuaciones se realizaron sobre un total de 10 ha de zona no incendiada. Los trabajos fueron ejecutados alrededor de ejemplares de *Tetraclinis* —seleccionados debido a su limitada o ausente actividad reproductora—, mediante corta por bosquetes. Se realizaron 50 bosquetes dentro de las 10 ha de actuación.

Acción C.2. Restauración de balsa de residuos de minería metálica

Se realizó la restauración del hábitat de *Tetraclinis* sobre 0,8 ha de residuos de minería producidos por el proceso de lavado de metales por flotación diferencial. Los residuos se depositaron en forma de fangos represados con alta concentración de metales pesados y metaloides. La balsa de residuos fue abandonada a principios de los ochenta, habiéndose desecado progresivamente, lo que permitió la colonización parcial de la vegetación natural con una muy baja cobertura (17 %).

En el momento del diseño del proyecto de restauración se cuantificó la existencia de unas 158 plántulas o juveniles de especies del hábitat 9570* (*Tetraclinis*, *Pistacia*, *Rhamnus*, *Periploca*) y una población con 140 adultos del endemismo local *Limonium carthaginense*, especie característica del hábitat 5330. Además, se cartografió la existencia de 112 parches de vegetación formados por plantas nodriza como *P. halepensis*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Tamarix canariensis* y *Piptatherum miliaceum*. Todo ello obligó al diseño de una restauración blanda, sin mecanización y mediante técnicas de plantación manuales, para no afectar a la vegetación natural.

El proyecto incluyó las siguientes tareas, por orden de ejecución:

1) Construcción de 133 fajinas de 4-5 x 0,8 - 1,2 m de longitud. Para ello, se usaron restos locales de clareo y poda de pino carrasco de la acción C1, que debían actuar como captadores de partículas contaminantes arrastradas por el viento o la escorrentía y como puntos de retención de semillas y nucleación de la vegetación al aliviar el estrés hidrotérmico. Se construyeron entre marzo y diciembre de 2017.

2) Construcción de 26 albarradas de pequeñas dimensiones en cárcavas, para frenar la fuerza erosiva del agua en la cuenca de drenaje de la balsa minera, con restos de clareo y poda de pino. Se colocaron clavos de erosión aguas arriba y abajo de cada albarrada para evaluar su eficacia en la retención de sedimentos. Se construyeron entre marzo y diciembre de 2017.

3) Plantación mediante ahoyado manual de 1.480 plantones de 9 especies del hábitat de *Tetraclinis*. La mitad de los hoyos se enmendaron con una mezcla de residuo compostado local y astillas de pino de la acción C1. Los plantones se plantaron en enero de 2018, coincidiendo con un frente que dejó 27,2 l/m² en cuatro días y recibieron un riego de primavera y dos de verano durante el primer año. Los plantones se protegieron con malla antiherbívora de plástico.

4) Protección de la balsa con fajina perimetral con restos de poda y clareo para evitar el acceso a la zona en restauración. Señalización mediante colocación de un panel explicativo del proyecto y 2 carteles disuasorios de «zona en restauración del hábitat de *Tetraclinis*» junto a la senda perimetral.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Paralelamente a la redacción del proyecto se buscó el apoyo de diferentes actores del territorio. En concreto, fue necesario conocer si los dueños de los terrenos donde se llevarían a cabo las actuaciones estarían conformes con su desarrollo en sus terrenos. Hubo reuniones previas con los propietarios de los predios, en su mayor parte propietarios privados, y con agentes sociales vinculados a este territorio.

A lo largo del proyecto LIFE *Tetraclinis* Europa se realizaron reuniones en las que participaron los promotores del proyecto, y se establecieron canales de comunicación constante.

Además, se creó una [página web](#) específica para el proyecto, utilizándose las redes sociales para la difusión del proyecto. A lo largo de los cinco años del proyecto, se instalaron en centros educativos, edificios públicos o asociaciones un conjunto de *enaras* donde se explicaba el valor de la especie y el hábitat, y las actividades programadas para mejorar su estado ecológico.

Cabe destacar las acciones de divulgación y educación ambiental realizadas en centros escolares de Cartagena y La Unión, o las visitas a Huerto Pío, instalación de educación ambiental de uno de los promotores del proyecto.

Seguimiento de la RE

Acción C1

El proyecto ha sido monitoreado desde su inicio, a través de los técnicos y agentes medioambientales asignados al proyecto. El seguimiento de las diferentes acciones llevadas a cabo se ha efectuado visitando los distintos lugares en función del desarrollo de las acciones: en la adecuación de los caminos, la instalación de cancelas, el cerramiento de trochas o el clareo del pinar. Específicamente, el monitoreo del modelo D se efectuó a lo largo del periodo 2016-2019, recogiendo datos de diámetro, estatus reproductor, producción de conos y datos referentes al reclutamiento de *T. articulata*.

Acción C2

Se ha realizado un monitoreo anual de la restauración durante 2018, 2019 y 2020. El siguiente monitoreo está previsto en 2023 (5 años después de la ejecución). El monitoreo consistió en: i) la evaluación del funcionamiento general de las fajinas, así como su eficiencia en la captación de semillas y nucleación de la vegetación;



> **Figura 1.** Fase de construcción de las fajinas en la balsa minera. Detalle de una de las 26 albarradas encajadas en la red de drenaje de la balsa. Vista general de la balsa minera tras el fajinado (133 fajinas) y plantación de especies del hábitat 9570* (1.480 plantones). **Autor:** José Antonio Navarro Cano.

ii) la evaluación de la capacidad de retención de sedimentos de las albarradas; iii) la evaluación de la supervivencia de la vegetación implantada, así como de su estado sanitario y bioacumulación de metales en hoja; y iv) la evaluación del estado de las obras disuasorias para reducir el tránsito de personas por la balsa.

Mantenimiento

Acción C1

En 2020 se procedió a la eliminación de especies de flora exótica en el Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila. También con objeto de incorporar el contexto en el cambio climático a las labores de gestión forestal del parque, se procedió a la realización de tratamientos silvícolas para mejora de la biodiversidad, potenciando los hábitats 9570*, 5220* y 5330*.

Se continuó en 2021 con la eliminación de especies de flora exótica. Durante octubre y noviembre del mismo año, en la zona de Atamaría afectada por el incendio de 2011, se realizaron aclareos del pinar regenerado en estado de monte bravo, disminuyendo sus densidades iniciales de 1.100 pies/ha, a 500-600 pies/ha, y podando los pies conservados.

En 2022 se finalizaron los tratamientos silvícolas iniciados el año 2021 en Atamaría, y se apearon y tronaron pies de acacias en el paraje de Los Chaparros. También se realizaron tratamientos silvícolas para la prevención de incendios consistente en el repaso y ampliación de la faja perimetral de protección de Las Cobaticas.

Acción C2

En 2020 se reconstruyeron 8 fajinas deshechas por acción intencionada o paso de visitantes, a partir del material original. También se reparó y reforzó la fajina perimetral disuasoria, que había sufrido daños en varios puntos por la acción de paso.

En 2020 se hizo una reposición de marras de 110 plantones de las 6 especies arbustivas con menor supervivencia, lo que eleva la plantación actual a 987 plantones.

Entre 2021 y 2022 se retiraron secuencialmente los protectores antiherbívoros, una vez valorado el riesgo de herbivoría y habiéndose constatado los primeros signos de crecimiento por el exterior de los protectores en muchas de las especies de plantación.

Desviaciones

La repoblación de especies acompañantes dentro de cada bosqueque del modelo D, prevista en el proyecto, no se llevó a cabo, ya que durante la realización del clareo del pinar se constató que las especies del hábitat se encontraban ya presentes en forma de plántulas. Por ello, se optó por no realizar las plantaciones previstas en el proyecto, dejando en el lugar la madera tronada y descortezada.



➤ **Figura II.** Regenerado natural de *T. articulata* en bosqueque abierto en luz del modelo D. Detalle de brinzales juveniles de *T. articulata* con hojas primordiales duras y aciculares que recuerdan a las del enebro (*Juniperus ssp.*). **Autor:** David Bago Forneiro.

El seguimiento científico-técnico del aclareo del pinar en los modelos A, B y C ha permitido verificar que la reducción de su densidad se lograba conforme a los objetivos señalados. Por tanto, no se han dado por finalizados los trabajos de clareo hasta constatar que la densidad de pinos alcanzaba los 800 pies/ha.

Puntualmente, se detectó un árbol caído de *Tetraclinis* como consecuencia del viento, en un bosqueque del modelo D de actuación. Esto parece que se produjo por el fuerte aclareo del pinar que se realizó alrededor de este ejemplar, dejando al descubierto una amplia zona que pudo ser barrida por ráfagas de viento. Este hecho deberá tenerse en cuenta en el futuro, realizando las labores silvícolas de manera progresiva en zonas donde se determine un clareo conforme a este modelo de actuación.

El método de restauración proyectado inicialmente para la balsa minera consistente en cubrición extensiva con tierra vegetal y manta orgánica y plantación fue desestimado por la dirección del proyecto, optándose por una solución blanda de baja mecanización, basada en aprovechar los restos de las podas y apeos de pinos para crear albarradas y fajinas en la balsa, y plantar en hoyos especies propias del hábitat 9570*. Por tanto, se establecieron sinergias con otra acción del proyecto, y se aprovecharon las labores silvícolas previstas en la acción C1 «Amortiguación de competencia ecológica postfuego», de liberación de competencia del pino sobre *Tetraclinis*, en 10.000 m² adyacentes al depósito minero objeto de actuación.

Evaluación final

Acción C1

El tipo de modelo D ha puesto de manifiesto que la expansión de las poblaciones de *Tetraclinis* puede ser llevada a cabo también mediante el incremento del reclutamiento en poblaciones con limitadas dinámicas demográficas, y no sólo a través de prácticas de reforestación. En concreto, en pendientes orientadas hacia el este donde *P. halepensis* y *Tetraclinis* tienen una competencia más equilibrada, el clareo del pinar realizado alrededor de ejemplares aislados de *Tetraclinis* aumentó la disponibilidad de luz, provocando una rápida respuesta sobre la dinámica reproductiva de la cupresácea.

A partir de los estudios realizados por [Moya-Pérez, Carreño y Esteve-Selma](#) (2021) sobre crecimiento, capacidad reproductiva y reclutamiento de *Tetraclinis*, se puede concluir que la fructificación de *T. articulata* se ha visto favorecida, adelantando la producción de fruto en los ejemplares de *T. articulata* que se han visto liberados del efecto de la competencia con *P. halepensis* como consecuencia de la acción de restauración llevada a cabo en el modelo D.

Se ha observado un reclutamiento abundante de *Tetraclinis* con cobertura de copa de pino en torno al 18 %, mientras que al 50 % estaba prácticamente ausente. El comportamiento de *Pinus halepensis* cambia de ser especie competidora a facilitadora, aumentando el reclutamiento de *T. articulata*.

Acción C2

Las [fajinas construidas](#) han demostrado actuar positivamente como puntos de retención de semillas y establecimiento de plantas silvestres en la balsa. Se ha medido un descenso significativo del estrés hidrotérmico en las fajinas. Se ha estimado una densidad natural de plántulas reclutadas 15 veces mayor bajo las fajinas que en sus claros adyacentes. Estas comunidades facilitadas presentaron también una diversidad 5 veces mayor. Un ensayo piloto de siembra mixta de 7 especies locales de matorrales y gramíneas, aprovechando los micrositos generados por las fajinas, demostró su eficacia para el establecimiento de varias de ellas, creando comunidades funcionalmente más diversas.

El seguimiento de las albarradas creadas ha mostrado retenciones significativas de sedimentos aguas arriba de las albarradas. Algunas de ellas ya se han colmatado o sufrido erosión lateral sólo 4 años después de su construcción.

Tres años después de las obras de restauración, las especies del hábitat de *Tetraclinis* plantadas en la balsa minera presentaban una supervivencia moderada (59,3 %, densidad de 1.202 pies/ha). No obstante, se aprecia un comportamiento muy variable según la especie, con supervivencias del 80 % de acebuche, 75 % de *Tetraclinis* y ≥ 50 % en el resto de las especies, a excepción de *Withania* (26 %) y *Chamaerops* (38 %). La mayoría de las especies presentaban una concentración de [metales en hoja](#) por encima de las concentraciones normales, sin que se detecten



➤ **Figura III.** La puesta en luz de los pies de *T. articulata* favorece el aumento de la producción y maduración de sus frutos, aumentando su capacidad reproductiva. De izquierda a derecha:

- Pie de *T. articulata* puesta en luz que presenta gran cantidad de frutos.
- Detalle de frutos e inflorescencias de *T. articulata*.
- Detalle de brinjal juvenil de *T. articulata* con hojas primordiales duras y aciculares.
- Detalle de brinjal juvenil de *T. articulata* con hojas articuladas.

Autor: David Bago Forneiro.

problemas generalizados de crecimiento hasta la fecha. La densidad de plantación final tras la reposición de marras efectuada en 2020 es de 1.353 pies/ha.

Persistencia de la zona restaurada

Las acciones de restauración se han llevado a cabo dentro del Espacio Natural Protegido Red Natura y Parque Regional «Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila», lo que garantiza el mantenimiento de las labores de restauración y la conservación del espacio. Además, se firmó y llegó a un acuerdo de custodia con el propietario donde se desarrollaron las acciones de restauración según modelo A, B y C, y en la balsa minera. En el caso de las acciones desarrolladas conforme al modelo de restauración D, la propiedad firmó apoyar y consentir las acciones del proyecto.

Presupuesto y financiación

Presupuesto total LIFE *Tetraclinis*: 1.544.168 € (68,98 % por fondos LIFE, el resto de los fondos son aportados por los distintos socios).

Instrumento financiero para el Medioambiente LIFE+. Reglamento (CE) n.º 614/2007 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de mayo de 2007, relativo al instrumento financiero para el medio ambiente (LIFE+).

Acción C1: 124.176,44 €.

Acción C2: 55.990 €.

Sistemas de control

Las actuaciones fueron monitoreadas en campo en cuatro visitas por las auditoras de la Unión Europea. Además, a lo largo de todo el proyecto se generaron siete entregables contando detalladamente las acciones ejecutadas y su evolución.

Asimismo, el proyecto contó con el seguimiento biológico del Departamento de Ecología de la Universidad de Murcia, que se vio reforzado con el monitoreo extra de las plántulas introducidas en la balsa minera, en cuanto a supervivencia y estado de salud de la vegetación implantada (estado nutricional y concentración de metales), así como una cuantificación del efecto facilitador de las fajinas sobre el establecimiento de plántulas silvestres por el Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE, CSIC-UV-GV) de Valencia, coordinado con la Universidad de Murcia.

Por último, las acciones contratadas por la Administración (caso de la restauración efectuada en la masa forestal incendiada y no incendiada) fueron supervisadas y certificadas *in situ* por los técnicos adscritos al proyecto.

Cualificación del personal

En un proyecto de este tipo participan equipos con diferentes perfiles profesionales: biólogos, ingenieros forestales, agentes medioambientales, científicos, peones forestales, maquinistas, economistas, administrativos, etc.

Más información

Referencias:

Esteve Selma, M.A. *et al.* (2017) *Tetraclinis articulata*: biogeografía, ecología, amenazas y conservación. Dirección General de Medio Natural. Disponible en: https://murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=6ee-b4eb9-b1d1-4695-81e3-49fea2a002e8&groupId=14

Esteve-Selma, M.A., Moya-Pérez, J.M. y Navarro-Cano, J.A. (2019) *Manual de Evaluación y Gestión del Hábitat 9570*: Bosques de Tetraclinis Articulata*, Primera Edición. Murcia: Dirección General del Medio Natural, Región de Murcia. Disponible en: https://murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=15ccbf52-1211-4174-bc86-5572c2f662bc&groupId=14

Memorias anuales de gestión 2020, 2021 y 2022 del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila. Disponibles en: <https://murcianatural.carm.es/web/guest/calblanque>

Moya-Pérez, J.M., Carreño, M.F. y Esteve-Selma, M.Á. (2021) Enhancing the Resilience of a Mediterranean Forest to Extreme Drought Events and Climate Change: *Pinus—Tetraclinis* Forests in Europe, *Forests* 12, 487. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/f12040487>

Oná, M.B., Goberna, M. y Navarro-Cano, J.A. (2021) Natural Seed Limitation and Effectiveness of Forest Plantations to Restore Semiarid Abandoned Metal Mining Areas in SE Spain, *Forests*, 12 (5), 548. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/f12050548>

Oreja, B. *et al.* (2020) Constructed pine log piles facilitate plant establishment in mining drylands, *J Environ Manage*, 271, 111015. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111015>

Vicente Valero, M.V. (2014) Proyecto de amortiguación de competencia ecológica post-fuego, para la acción C1 (LIFE13 NAT/ES/000436) de Conservation of habitat «9570 *Tetraclinis Articulata Forest» in the European continent, *Gesnature Ingeniería*. No publicado.



> **Figura IV.** Reclutamiento de plántulas silvestres en los micrositios creados por las fajinas. De izquierda a derecha, plántulas de *Dittrichia viscosa*, *Pinus halepensis* bajo el ramaje, *Helianthemum syriacum* junto a *Pinus halepensis*, y abajo *Cistus monspeliensis*. **Autor:** José Antonio Navarro Cano.

Web:

<https://lifetetraclinis.carm.es> [Consulta: 26 de julio de 2022]

Autores: Rafael Díaz García (técnico de la Dirección General de Medio Natural de la Región de Murcia); David Bago Forneiro (técnico de la Dirección General de Medio Natural de la Región de Murcia); y José A. Navarro Cano (Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria [INIA-CSIC]).



Nombre del proyecto

RECUPERACIÓN DE LA POBLACIÓN DE *JUNIPERUS THURIFERA* EN EL MONTE PÚBLICO EL CORTIJICO MEDIANTE RESTAURACIÓN ASISTIDA

Localización/Ámbito de actuación

Monte público El Cortijico (AL-11089-JA), Chirivel, Almería.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Asociación AlVelAl.

Entidad/es socia/s del proyecto

Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul. Junta de Andalucía.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Diciembre 2019-diciembre 2021.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca. La finca en cuestión estuvo sembrada de cereal hasta los años sesenta del siglo pasado y en la actualidad existe presencia de ganado doméstico y herbívoros silvestres.

Ecosistemas afectados

Matorrales esclerófilos.

Matorrales pulviniformes.

Bosques (pinares y sabinas de alta montaña).

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación ha sido ejecutar los objetivos descritos en el plan general de restauración de ecosistemas para: incrementar la conectividad de las distintas unidades ambientales; realizar acciones de restauración asistida; recuperar poblaciones forestales autóctonas y equilibradas; y preservar el acervo genético de árboles icónicos, aislados de las poblaciones más cercanas. Todo esto en unas densidades asimilables a las de ecosistemas saludables cercanos (dehesa de la Alfaguara) que sean compatibles con usos tradicionales presentes en la zona (ganadería extensiva) y que no obliguen a trabajos de mejora o mantenimiento de la masa forestal en un futuro (aclareos, resalveos, etc.). Todo esto como refrendo de la política y fines de la Asociación AlVelAl.

Diagnóstico ecológico

En esta zona de actuación existen ejemplares relictos aislados, de elevada edad, de *Juniperus thurifera*, sin capacidad de producción de individuos jóvenes que garanticen la preservación de este acervo genético. Además de esto, las comunidades vegetales presentes: lastonares, espinares, piornales y tomillares de alta montaña mediterránea, con indicios de antiguas formaciones boscosas climáticas (encinares supramediterráneos y pinares de *Pinus nigra salzmanii*), así como individuos centenarios aislados de *Juniperus thurifera*, han quedado estancadas en su evolución. Por esto se hacía necesario un refuerzo de las poblaciones que por su biología o aislamiento poblacional podrían tardar más en regresar a esta zona.

La zona en cuestión está enclavada en el parque natural Sierra María y los Vélez y el monte público al que se encuentra adscrita tiene contemplados entre su plan de ordenación los aprovechamientos de caza y pastoreo, lo cual ha sido tenido en cuenta en el diseño de las actuaciones con vista a la compatibilización futura de estos usos con la vegetación potencial esperada.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

La recuperación progresiva de los ecosistemas potenciales en la zona, la protección y preservación del acervo genético *in situ* de los individuos centenarios, aislados e icónicos presentes. La consecución de una formación forestal heterogénea, multiestratificadas y compatible con los usos tradicionales de la zona.

Marco legal

La resolución en la que se basan las actuaciones autorizadas en el monte público El Cortijico detalla:

- Decreto del Presidente 2/2019, de 21 de enero, de la Vicepresidencia y sobre reestructuración de Consejerías; el Decreto 32/2019, de 5 de febrero, por el que se modifica el Decreto 342/2012, de 31 de julio, por el que se regula la organización territorial provincial de la Administración de la Junta de Andalucía; y el Decreto 103/2019, de 12 de febrero, por el que se establece la estructura orgánica de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible.
- En la actualidad, este antecedente legal tiene su actualización en: Decreto del Presidente 10/2022, de 25 de julio, sobre reestructuración de Consejerías; y Decreto 300/2022, de 30 de agosto, por el que se modifica el Decreto 226/2020, de 29 de diciembre, por el que se regula la organización territorial provincial de la Administración de la Junta de Andalucía.

Ley 2/1992, de 15 de junio, Forestal de Andalucía, y su Reglamento (Decreto 208/1997, de 9 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento Forestal de Andalucía).

Decreto 191/2005, de 6 de septiembre, por el que se aprueban el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural Sierra María-Los Vélez.

Acciones de restauración

Las acciones desarrolladas han sido de reforestación con 30.000 individuos de las especies autóctonas de los estadios subseriales y climáticos de las series de vegetación dominantes en la zona, para provocar una evolución más acelerada hacia la vegetación climática potencial y una experiencia piloto de liberación de 700.000 semillas encapsuladas con drones para acceder a los rodales inaccesibles a la maquinaria. Al existir usos tradicionales compatibles con la conservación de este espacio natural, como el pastoreo extensivo estacional, se consideraron densidades máximas de hasta 500 pies por hectárea de modo que la vegetación adquiera en un futuro una estructura multiestratificada, adhesionada y mixta en cuanto a la composición del estrato arbóreo. Esta perspectiva debe permitir una mayor biodiversidad vegetal, al respetarse la vegetación arbustiva productora de flores, frutos y semillas atractivas para la comunidad zoológica y, por tanto, una mayor biodiversidad animal.

La preparación del terreno se hizo con ahoyado mecánico puntual, respetando las comunidades presentes en desarrollo, las cuales, como las formaciones de matorral pulviniforme de *Erinacea anthyllus* y *Hormatophylla baetica*, tienen un especial interés ecológico y de conservación en estas localizaciones. Se fue evitando ahoyar en los rodales ocupados por estas comunidades vegetales, creando casillas de 60 cm x 60 cm x 60 cm como mínimo, en las ocupadas por herbazales o tierras desnudas.

La procedencia de las plantas ha sido de las zonas biogeográficas compatibles y autorizadas, contando con el correspondiente pasaporte fitosanitario desde el vivero suministrador.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se han realizado informes periódicos a los financiadores y a las administraciones competentes con las que se tiene colaboración. Vía internet, se ha informado de todos los acontecimientos reseñables y avances en los trabajos a los socios de AlVelAI y población local. Se ha contratado a personal local para la plantación con especial atención a la perspectiva de género (más del 60 % de las cuadrillas fueron mujeres).

Seguimiento de la RE

Durante los dos años siguientes a la repoblación se han hecho controles de supervivencia, tras los cuales se realizan visitas periódicas, una o dos anuales, para ver la evolución y crecimiento de las plántulas.

Los indicadores tenidos en cuenta hasta la fecha han sido las tasas de supervivencia intraespecíficas de las distintas especies usadas. Considerando estos resultados de la realización de transectos lineales de banda fija y posteriormente ponderando las supervivencias generales.

Mantenimiento

Debido a la alta tasa de supervivencia, las densidades de plantación consideradas y las técnicas de soporte a la implantación utilizadas no se prevén labores de mantenimiento como resalveos, aclareos o reposición de marras. Esta última medida se considerará si en los cinco años posteriores a la plantación el número de ejemplares baja del 50 % de lo plantado.



> **Figura I.** Individuo de sabina albar utilizado en la reforestación. **Autoría:** AlVelAI.



> **Figura II.** Sabina milenaria aislada en el monte público El Cortijico. **Autoría:** AlVelAI.



> **Figura III.** Vista panorámica de la zona de actuación y vegetación actual. **Autoría:** AlVelAI.

Desviaciones

La técnica de ahoyado utilizada, por ser la menos invasiva y más adecuada desde el punto de vista técnico y económico, tiene como inconveniente que, al adaptarse tan rigurosamente al terreno disponible, puede dar lugar a continuas modificaciones del área efectiva de plantación.

La compatibilización de usos tradicionales y la reforestación tiene la dificultad del impacto de la herbivoría sobre ciertas especies. Otras, al no ser palatables, no sufren daños.

El diálogo permanente desde el inicio con los actores implicados es trascendental.

Evaluación final

Las evaluaciones de supervivencia realizadas ofrecen resultados variables según las especies y según los transectos, con datos de hasta el 100 % de supervivencia de *Juniperus thurifera* y del 59,1 % de *Pinus halepensis*.

Las densidades esperadas de entre 350 y 500 plantas por hectáreas en la superficie efectiva de plantación se han alcanzado, pudiendo darse variaciones por las características del terreno.

Persistencia de la zona restaurada

La actuación realizada tiene todas las garantías de persistencia en el tiempo al ser un monte público patrimonial de la Junta de Andalucía. Las densidades proyectadas, las especies usadas y la distribución heterogénea no hacen necesarios trabajos forestales de aclareo, resalveo, etc., futuros.

Presupuesto y financiación

Las actuaciones realizadas han supuesto un coste de 85.000 €.

ALVelAl ha desarrollado este proyecto con la cofinanciación de Ecosia.

Sistemas de control

El proyecto ha sido certificado por Preferred by Nature sin No Conformidades.

Cualificación del personal

El proyecto cuenta con un biólogo, un ingeniero forestal y 1 licenciado en ciencias ambientales con más de 10 años de experiencia personal acumulada en la planificación de acciones de conservación y mejora de ecosistemas, 2 maquinistas y 5 peones forestales.

Más información

Webs:

www.alvelal.es

<https://www.alvelal.net/proyectos>

Autoría: ALVelAl.



Nombre del proyecto

ACTUACIONES DE RECUPERACIÓN Y MEJORA DE VEGETACIÓN Y HÁBITATS EN EL MONTE DE UTILIDAD PÚBLICA (MUP) N.º 111 «VALCORCHERO»

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto consiste en la revegetación con especies autóctonas de 20 ha en el entorno del parque eólico Merengue y su infraestructura de evacuación. Estas actuaciones se llevarán a cabo en el monte de utilidad pública Valcorchero, ubicado en el término municipal de Plasencia (Cáceres), en particular en el polígono 6, parcela 2.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Naturgy Renovables, SLU.

Entidad/es socia/s del proyecto

- Grupo Render Industrial.
- Exver.
- David Sánchez Francisco.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Actuaciones realizadas entre: 21 de diciembre de 2020-15 de enero de 2021.

Mantenimiento de las plantaciones: 2 de agosto de 2021-5 de diciembre de 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo IV. Industria energética, parque eólico Merengue.

Ecosistemas afectados

Grupo 3. Hábitat de agua dulce-3260. Ríos de pisos de planicie a montano con vegetación de *Ranunculion fluitantis* y de *Callitricho-Batrachion*.

Grupo 4. Brezales y matorrales de zona templada: 4090. Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga.

Grupo 5. Matorrales esclerófilos: 5330. Matorrales termomediterráneos y preestépico.

Grupo 6. Formaciones herbosas naturales y seminaturales:

- 6220. Zonas subestépicas de gramíneas y anuales de *Thero-Brachypodietea*.
- 6310. Dehesas perennifolias de *Quercus spp.*

Grupo 8. Hábitat rocosos y cuevas: 8220. Pendientes rocosas silíceas con vegetación casmofítica.

Grupo 9. Bosques: 9340. Bosques de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.

Motivación para desarrollar el proyecto

El proyecto de recuperación y mejora de vegetación en terrenos pertenecientes al monte de utilidad pública Valcorchero es una de las medidas compensatorias reflejadas en la Resolución de 21 de diciembre de 2017, de la Dirección General de Medio Ambiente, por la que se formula Declaración de Impacto Ambiental sobre el proyecto de Parque eólico «El Merengue» e infraestructura de evacuación de energía eléctrica asociada, ubicado en el término municipal de Plasencia y cuyo promotor es Gas Natural Fenosa Renovables, S. L. El objetivo de esta medida es compensar la ocupación de superficie vegetal consecuencia de la instalación del parque eólico.

Diagnóstico ecológico

La cuantificación de la superficie a restaurar se calculó a partir de la suma de las zonas afectadas por el proyecto sobre las manchas de vegetación de mayor valor. Aunque este sumatorio representaba un total de 14.450 m², finalmente la zona restaurada alcanzó las 20 ha, por lo que el balance neto es positivo.

La zona de actuación se definió con el apoyo de la administración competente, seleccionándose una parcela en el monte de Valcorchero por su clasificación como monte de utilidad pública y por haber sido afectado por un incendio en 2014.

Como situación de partida, se detecta que la vertiente de solana, concretamente en el marco superficial del polígono 6, parcela 2, muestra una densidad de arbolado bastante inferior a la existente en la fachada fresca del monte.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Según la clasificación de la SER (Society for Ecological Restoration), el objetivo de la restauración se engloba en la fase de remediación, mejorando los espacios tratados y favoreciendo la funcionalidad de los ecosistemas, consiguiéndose aumentar su valor para la biota. Para lograr este objetivo, las labores ejecutadas se centran en la mejora selvícola de la masa arbórea ya existente, en labores de mantenimiento y adecuación de la zona y en la plantación de nuevos ejemplares. La selección de especies a implantar se realiza considerando el espectro florístico nativo y su disponibilidad en viveros.

Marco legal

Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes.

Ley 6/2015, de 24 de marzo, Agraria de Extremadura.

Ley 2/2008, de 16 de junio, de Patrimonio de la Comunidad Autónoma de Extremadura.

Acciones de restauración

Las actuaciones se ejecutaron en el polígono 6, parcela 3, del término municipal de Plasencia, en los meses de diciembre de 2020 y enero de 2021.

Las acciones han consistido en:

- Eliminación del vallado de alambre de espino sobre un muro de piedra y la nueva instalación de 350 m lineales con alambre liso, con el objetivo de mejorar la permeabilidad tanto de fauna como de personas.
- Corta y retirada de cinco árboles muertos encontrados en bordes del camino público de acceso al santuario de la Virgen del Puerto, con el fin de evitar el riesgo de accidentes.
- Retirada de 125 jaulas protectoras (como las que se pueden observar en la **figura I** y la **figura II**), en las cuales la planta se encuentra muerta, algunas de estas jaulas se reutilizan en árboles existentes sin proteger. Con esta acción se minimiza la pérdida de calidad visual, y al reutilizar las jaulas se protege la cubierta arbórea.
- Instalación de 271 nuevas jaulas protectoras para mejorar y fomentar la cubierta arbórea.
- Plantación con 131 unidades de *Quercus suber*, 31 unidades de *Quercus ilex*, 31 unidades de *olea europea* y 18 unidades de *Fraxinus angustifolia*. La elección de estas especies se llevó a cabo priorizando el carácter autóctono, la orientación del emplazamiento, la disponibilidad en vivero, la rusticidad, y que las especies no requieren cuidados especiales.

Acciones para la participación de los [grupos de interés](#) y salvaguarda de sus intereses

Selección de la zona de actuación con el apoyo de la autoridad competente. Comunicación de fin de trabajos y entrega del informe final a la Dirección General de Política Forestal, la Dirección General de Industria, Energía y Minas, el Ayuntamiento de Plasencia y a la Dirección General de Sostenibilidad.

Seguimiento de la RE

Contabilización del porcentaje de marras, que indican el grado de éxito de las repoblaciones.

Mantenimiento

El mantenimiento de esta medida incluye la reposición de marras hasta un 10 % de la planta, el arreglo de las jaulas protectoras y el perfilado de las plantas existentes, así como cuatro riegos de mantenimiento a lo largo del periodo estival durante los dos años siguientes a la plantación.

Desviaciones

Respecto al replanteo inicial de fresnos, se comprueba que es una zona de romería, por lo que se propone una ubicación alternativa para la plantación, ubicada en la zona norte del monte, en la que ya hay presencia de estos árboles.

Evaluación final

El éxito de la restauración ha sido muy alto; se ha sembrado un total de 211 ejemplares, de los cuales, en las visitas realizadas, se han identificado 175, por lo que se tiene un porcentaje de supervivencia del 82,9 %.


Especie	Ejemplares sembrados	Ejemplares identificados	Supervivencia
<i>Quercus suber</i>	131	103	78,6 %
<i>Quercus ilex</i>	31	31	100 %
<i>Olea europea</i>	31	28	90,3 %
<i>Fraxinus angustifolia</i>	18	13	72,2 %
Total	211	175	82,9 %

 **Tabla I.** Tasa de supervivencia de las especies sembradas.



 **Figura I.** Recopes de Quercineas achaparradas. **Autoría:** Render.



 **Figura II.** Plantaciones *Fraxinus angustifolia*. **Autoría:** Render.

Persistencia de la zona restaurada

Se considera que, una vez superados al menos dos periodos de sequía estival, las plantas que sobrevivan serán viables, por lo que se prevén algunos riegos durante dos periodos de verano.

Presupuesto y financiación

Eliminación del vallado de espino	1.006,40 €
Retirada de árboles muertos	2.516,00 €
Adecuación y retirada de jaulas	2.960,00 €
Revegetaciones + mantenimiento	72.282,27 €
Presupuesto total	78.764,67 €

 **Tabla II.** Desglose del presupuesto para el proyecto.

El total del presupuesto es financiado por Naturgy.

Sistemas de control

Se han llevado a cabo controles sobre la pérdida de marras y el estado de las plantaciones. Sin embargo, no se ha utilizado ningún estándar o sistema de certificación.

Cualificación del personal

Todas las actuaciones han sido ejecutadas por especialistas en dichos trabajos, con amplia experiencia y cumpliendo las condiciones y estándares de prevención de riesgos laborales y seguridad y salud del Grupo Naturgy.

En el proyecto, además del propio personal de Naturgy, han estado implicados distintos agentes de la junta de Extremadura, y personal de las tres empresas colaboradoras (Grupo Rende Industrial, Exver y David Sánchez Francisco).

Más información

Autoras: Yliana Fernández Arroyo (Medio Ambiente de Naturgy Renovables, SLU); y Laura Méndez Villalba (Medio Ambiente de Naturgy Renovables, SLU).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE LOS BOSQUES DE MACROALGAS EN EL MEDITERRÁNEO: PRIMER EJEMPLO DE REFORESTACIÓN DE UN BOSQUE EXTINTO EN MENORCA

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto se desarrolló en la isla de Menorca, declarada Reserva de la Biosfera por la UNESCO en 1993 (Illes Balears). Concretamente, la acción de restauración se llevó a cabo en Cala Teulera, situada en bahía del puerto de Maó. Poblaciones bien preservadas localizadas en la bahía de Fornells fueron las poblaciones que se utilizaron como poblaciones donantes y de referencia para realizar la acción de restauración y evaluar su éxito.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Estació Jaume Ferrer de Menorca (IEO).

Entidad/es socia/s del proyecto

Centro de Estudios Avanzados de Blanes, Universitat de Girona e Instituto Oceanográfico Español.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

El proyecto se inició en la primavera de 2011.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Contaminación. Grupo IX. Tratamiento y gestión de residuos.

Ecosistemas afectados

1170*. Arrecifes.

0301030601: Roca infralitoral con *Gongolaria barbata*.

Los bosques formados por algas pardas de los géneros *Cystoseira*, *Ericaria* y *Gongolaria* (bosques de *Cystoseira s.l.*), pertenecientes al orden de las fucales, crean paisajes marinos únicos en los fondos rocosos de poca profundidad. La gran importancia ecológica, económica y social, así como el gran número de servicios que nos brindan, hacen que estos hábitats sean ampliamente reconocidos.

Motivación para desarrollar el proyecto

La relevancia de los bosques de *Cystoseira s.l.* está reconocida por varios convenios y directivas internacionales (Convenio de Berna, Convenio de Barcelona, Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres). La necesidad de su vigilancia y conservación está reconocida por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), la Red Mediterránea de Áreas Marinas Protegidas y la Unión Europea (dentro de la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino [Directiva marco sobre la estrategia marina]).

Diagnóstico ecológico

Las macroalgas del género *Cystoseira s.l.* formaban en el pasado poblaciones extensas en los fondos rocosos mediterráneos bien iluminados. Acantonadas o desaparecidas de muchos lugares de las costas continentales por las numerosas presiones antrópicas (Thibaut *et al.*, 2005), las islas se han convertido en el último bastión de estas especies. Sin embargo, actualmente, los impactos antrópicos están también presentes en las islas y esto ha hecho disminuir su extensión y, en algunos casos, ha provocado la extinción local de alguna de las especies de *Cystoseira* y de la comunidad asociada, como es el caso de la población del presente caso práctico: una población de *G. barbata* en Cala Teulera, Menorca.

La especie objetivo del presente caso de restauración, *Gongolaria barbata*, es una especie rara en Menorca, pero también en otras partes del Mediterráneo, exceptuando algunas zonas del mar Adriático. La isla de Menorca representa uno de los pocos lugares donde se encuentran las condiciones ambientales óptimas para el desarrollo de dicha especie. Previamente a la restauración, la bahía de Fornells era la única localización donde había constancia de la presencia de bosques de *G. barbata* a lo largo de todo el litoral español.

Sin embargo, en Cala Teulera, la presencia histórica de bosques dominados por *Gongolaria barbata* había sido históricamente documentada por el conocido

botánico y algólogo menorquín Joan Joaquim Rodríguez Femenías (Rodríguez Femenías, 1889). *G. barbata* desapareció en una fecha indeterminada, probablemente debido a la contaminación del puerto de Maó, provocada por el vertido de aguas residuales al puerto durante los años setenta. La construcción de un emisario submarino en 1980 (Hoyo, 1981) conllevó una mejora de la calidad del agua, aunque esto no supuso recuperación alguna de la población de esta especie en los treinta años siguientes (Sales y Ballesteros, 2009; Sales *et al.*, 2011). Una de las causas más probables que explicaría esta falta de recuperación es la dificultad que tienen los cigotos de las especies del orden fucales al colonizar nuevos lugares, ya que son extraordinariamente pesados y tienen una baja capacidad de dispersión (Vadas *et al.*, 1992).

En este contexto, Cala Teulera cumplía los requisitos básicos para ser considerado un sitio potencial para llevar a cabo una acción de restauración: presencia histórica de una especie de gran interés ecológico y mitigación exitosa de la causa de la extinción local. Este hecho, sumado a la creciente necesidad de desarrollar nuevas técnicas no invasivas para la restauración especies de *Cystoseira s.l.*, fueron la motivación del presente proyecto.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo de este caso práctico fue la realización de pruebas piloto para identificar las mejores técnicas de restauración ecológica para los bosques de macroalgas dominadas por fucales (*e. g. Cystoseira s.l.*). Concretamente, la restauración tuvo como objetivo recuperar una población extinta de *Gongolaria barbata* (especie estructural del ecosistema) en Cala Teulera (**figura I**), así como facilitar el afloramiento de la gran diversidad de especies acompañantes que caracterizan este hábitat.

Marco legal

La zona a restaurar se encuentra dentro de la zona catalogada como reserva de la biosfera en el marco del programa MAB (*Man and Biosphere*) de la UNESCO, mientras que las poblaciones donantes se encuentran en la zona de protección integral de la reserva marina del norte de Menorca (creada el 24 de junio de 1999, *BOIB* número 81).

Acciones de restauración

Para la restauración del bosque de *G. barbata* en Cala Teulera (puerto de Maó, Menorca), se realizó: i) una recolección de partes fértiles; ii) obtención de reclutas (*in situ* y *ex situ*); y iii) seguimiento de los individuos.

Para la **recolección de partes fértiles**, se muestrearon las poblaciones de Miami y Sa Rotja localizadas en la bahía de Fornells, únicas poblaciones conocidas del litoral español. Se recolectaron unas cien partes apicales de ramas fértiles durante la época de marzo (**figura II**).

Obtención de reclutas

Se obtuvieron reclutas mediante dos técnicas distintas:

Para la primera, técnica *in situ*, una pequeña proporción de las partes apicales fértiles (marzo de 2011) fueron transportadas a Cala Teulera y depositadas en bolsas de malla fina que se fijaron en el fondo marino mediante unas piquetas (figura II). Las bolsas se situaron en dos zonas de la vertiente de poniente de la cala. En torno a las bolsas de malla, para cada zona escogida se depositaron seis guijarros esquitosos de unos 0,04 m² de superficie aproximada, provenientes de la playa adyacente. Las bolsas de malla se mantuvieron durante cuatro días en el mismo sitio y, posteriormente, fueron retiradas.

En la segunda, técnica *ex situ*, las mallas con las partes apicales fértiles se depositaron en un acuario con agua de mar (figura II), donde había también dieciséis cantos rodados de composición y tamaño similar a los utilizados en la técnica *in situ*. Las bolsas de malla se dejaron flotando en el acuario durante cuatro días y se retiraron posteriormente. El acuario se dejó durante tres meses en condiciones de temperatura y salinidad similares a las del agua del mar y en el mes de junio de 2011 se escogieron doce cantos rodados (donde se habían fijado los reclutas de *Gongolaria barbata*) y se trasladaron a dos nuevas zonas de Cala Teulera, depositándose seis cantos rodados por zona.

Seguimiento de los individuos

Periódicamente (trimestralmente durante el primer año y anualmente los años siguientes), se visitaron las zonas restauradas para evaluar la densidad de reclutas y, a partir del segundo año de seguimiento, la estructura de talla de las poblaciones.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

No ha habido participación de grupos de interés.

Seguimiento de la RE

Las variables para realizar el seguimiento y evaluación de la restauración varían en función del estadio en el que se encuentra el proceso de restauración, pero siempre han sido evaluados en función de los parámetros de las dos poblaciones de referencia (Miami y Sa Rotja en Fornells).

Desde el inicio de la acción de restauración de *Gongolaria barbata*, los parámetros evaluados fueron la **densidad de individuos** y la **estructura de tallas y extensión de la población**.

Concretamente, durante los primeros meses después de la acción de restauración, la densidad de reclutas era mucho más elevada en la zona restaurada, pero la alta mortalidad durante los primeros años (proceso típico y esperable en esta especie y en estas fases de desarrollo) conllevó que al cabo de 1-3 años, dependiendo de la zona, la densidad de individuos de *G. barbata* de la zona restaurada fuera similar a la de las poblaciones donantes.

Al cabo de 4-5 años, la estructura de tallas era simétrica y en forma de campana y la mayoría de los individuos eran de tamaño intermedio, como también se observó en las zonas de referencia.

En 2019, una cartografía fina sobre la extensión del bosque restaurado mostró que, desde el área inicial (25 m² en 2011), el bosque de *G. barbata* se extendía a más de 900 m².

Una vez que la población de *G. barbata* presentó una estructura poblacional similar a la de la población donante, se evaluaron distintos parámetros que caracterizan el hábitat en general, como son **la biodiversidad** y **la composición específica**.

El estudio sobre la biodiversidad y la composición específica (Galobart *et al.*, en preparación) muestra que, al cabo de diez años, la comunidad se ha recuperado por completo, presentando índices de biodiversidad y composición específica mucho más elevada que la zona no restaurada y similar a las zonas de referencia.

Mantenimiento

La acción de restauración no ha requerido de ningún tipo de mantenimiento. Sin embargo, se realiza un seguimiento anual del hábitat restaurado, en el que se evalúa la presencia, o no, de distintos factores que puedan comprometer la viabilidad de la conservación de este hábitat (*e. g.*, depredadores, especies invasoras, contaminación).

Desviaciones

Las dos técnicas diseñadas y utilizadas resultaron ser costo-efectivas para la restauración de bosques de *Cystoseira s.l.*, a pesar de que la técnica *ex situ* resultó ser más costosa económicamente. Cabe decir que el mayor coste de esta está relacionado con la infraestructura requerida y el mayor número de horas necesarias para el mantenimiento de los cultivos. Sin embargo, esta técnica tiene otras ventajas frente a la técnica *in situ* (p. ej., crecimiento de los reclutas en condiciones controladas). Es por ello que la selección de qué técnica utilizar dependerá no sólo de los costes asociados, sino también de la especie y las condiciones ambientales y bióticas del área a restaurar.

PRE-RESTAURACIÓN



POST-RESTAURACIÓN



Figura 1. Fotografías de la zona restaurada, antes de la acción de restauración (2011; A) y diez años después (2021; B).
 Autores: Xavi Calsina y Enric Ballesteros.

Por otro lado, recientemente, en la zona restaurada se ha observado una elevada densidad de erizos (principalmente *Paracentrotus lividus*). Esta especie se ha demostrado que puede causar grandes estragos en poblaciones de *Cystoseira* (Gianni *et al.*, 2013). Actualmente se están realizando monitoreos de erizos (*Paracentrotus lividus*), ya que es necesario establecer seguimientos y, si es preciso, proponer actuaciones de control de sus poblaciones, así como de los impactos que estos pueden tener en la extensión y características de la zona restaurada.

Evaluación final

Los resultados obtenidos muestran que la población de *G. barbata* se encuentra en un buen estado de conservación. La densidad de individuos y la estructura de tallas es similar a las de las poblaciones donantes (Verdura *et al.*, 2018) y presenta elevadas tasas de reproducción que le han permitido extenderse a zonas colindantes, ocupando un área de aproximadamente 2.000 m² en 2021, diez años después de la acción de restauración (Gran *et al.*, en prensa). Con este periodo de tiempo, también se ha demostrado la recuperación de la comunidad de especies asociada, implicando también la recuperación de la funcionalidad del ecosistema (Galobart *et al.*, en preparación). Por ello, podemos concluir que los resultados de la restauración son absolutamente satisfactorios. Sin embargo, es importante continuar evaluando la evolución de esta, ya que varios factores, como por ejemplo la depreciación, podrían comprometer la viabilidad del bosque.

Persistencia de la zona restaurada

No existen garantías de conservación de la zona a largo plazo.

Presupuesto y financiación

El coste de restaurar 25 m² de bosque de *G. barbata* osciló entre 1.092 €, utilizando la técnica de siembra *in situ*, y 2.665 €, utilizando la técnica de siembra *ex situ*, sin contar la experiencia y conocimiento previo necesario de las especies y hábitat a restaurar, así como los gastos de monitoreo. Cabe destacar que la acción de restauración fue relativamente poco costosa debido a que la zona restaurada presenta unas características muy particulares: es una zona muy poco profunda, fácilmente accesible y muy cercana a las instalaciones de cultivo, por lo que el presupuesto no sería extrapolable a la mayoría de las zonas susceptibles de este tipo de restauración.

Como se ha mencionado anteriormente, en este presupuesto no se han considerado los costes de prospección de la zona a restaurar ni de las zonas donantes, así como tampoco se han contemplado los análisis químicos y geológicos necesarios para realizar un diagnóstico de la conveniencia de la zona a restaurar en relación con las características ambientales (como por ejemplo la presencia y/o concentración de contaminantes en el agua). Finalmente, en el presupuesto también deberían considerarse los gastos derivados de la evaluación o monitoreo del éxito de restauración que inicialmente requieren una periodicidad mensual, y anual cuando la población está consolidada.



> **Figura II.** Escala de tiempo para la evaluación del éxito de restauración. Se detallan los años en los que los diferentes atributos seleccionados fueron comparables con las poblaciones de referencia. **Autoras:** Jana Verdura y Emma Cebrián.

Cualificación del personal

El personal involucrado en la acción de restauración fue personal con alta experiencia científica y técnica (cinco doctores con alto conocimiento de la ecología y biología de la especie restaurada, así como los ecosistemas marinos costeros). También es importante mencionar que los responsables de la acción de restauración tenían gran conocimiento de la zona a restaurar y de la zona donante, así

como datos prospectivos de las condiciones ambientales y biológicas que podrían tener un papel relevante en el desarrollo de la restauración.

Más información

Referencias:

Galobart, C. *et al.* (En preparación) Evidence of species and functional diversity recovery in a ten-year restored macroalgal forest.

Gianni, F. *et al.* (2013) Conservation and restoration of marine forests in the Mediterranean Sea and the potential role of marine protected areas, *Advances in Oceanography and Limnology*, 4, pp. 83-101.

Gran, A. *et al.* (2022) Assessing the expansion and success of a restored population of *Gongolaria barbata* (Stackhouse) Kuntze (Fucales, Phaeophyceae) using high precision positioning tools and size distribution frequencies, *Mediterranean Marine Science*, 23(4), pp. 907-916.

Hoyo, X. (1981) El Port de Maó: un ecosistema de gran interés ecològic i didàctic, *Maina*, 3, pp. 32-37.

Rodríguez-Femenías, J.J. (1889) Algas de las Baleares, *Anales de Historia Natural*, 18, pp. 199-274.

Sales, M. y Ballesteros, E. (2009) Shallow *Cystoseira* (Fucales: Ochrophyta) assemblages thriving in sheltered areas from Menorca (NW Mediterranean): Relationships with environmental factors and anthropogenic pressures, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84, pp. 476-482.

Thibaut, T. *et al.* (2005) Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean), *Marine Pollution Bulletin*, 50, pp. 1472-1489.

Verdura, J. *et al.* (2018) Restoration of a canopy-forming alga based on recruitment enhancement: Methods and long-term success assessment, *Frontiers in Plant Science*, 9, 1832.

Web:

www.marineforests.com

Autoras: Jana Verdura (Université Côte d'Azur, CNRS, UMR 7035 ECOSEAS, Nice, France); y Emma Cebrián Pujol (Centro de Estudios Avanzados de Blanes [CEAB], CSIC).



Nombre del proyecto

RECUPERACIÓN DE LA MARISMA DE TREBUJENA (CÁDIZ)

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto ha tenido lugar en el municipio de Trebujena (Cádiz), en la zona denominada lucio de Adventus, muy cerca del parque nacional de Doñana. Se ha intervenido una zona de 6 ha de superficie.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

WWF España.

Entidad/es socia/s del proyecto

The Coca Cola Foundation (financiadora del proyecto).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2018-actualidad.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XII. Otros: desecación.

La fiebre por la desecación de zonas húmedas y marismas al principio del siglo XX ha conllevado a la reducción de la superficie de más del 60 % de los humedales costeros. Los motivos han sido la creencia de que los humedales son zonas insalubres y que quien desecaba una tierra pasaba automáticamente a incorporarla como de su propiedad y así podía cultivarla (Ley relativa a desecación de lagunas, marismas y terrenos pantanosos [Ley Cambó de 1918]). La zona que se ha restaurado es parte de las zonas desecadas de las marismas de Trebujena, las cuales, debido a la salinidad del suelo, no estaban siendo cultivadas.



> **Figura 1.** Localización del lucio de Adventus donde ha tenido lugar la restauración de 6 ha de marisma. **Autoría:** WWF.

Ecossistemas afectados

La marisma o lucio de Adventus pertenece a los llanos mareales del estuario del Guadalquivir y está encasillada entre el parque natural de Doñana (Salinas de Bonanza, Pinar de La Algaida y Veta La Palma) y el parque nacional de Doñana (Marismillas, Salinas de San Rafael, etc.). La marisma que se ha recuperado corresponde al «Hábitat costero y vegetación halófila».

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación de WWF para desarrollar este proyecto es que se quería recuperar la marisma de Adventus y, para iniciar el proceso, era necesario hacer un proyecto demostrativo de éxito donde se alcanzaran varios objetivos, como era la mejora de la biodiversidad, generando un hábitat de gran interés para muchas especies de aves, algunas en peligro crítico, como la cerceta pardilla. A la vez, se quería promover y apoyar la economía local basada en los recursos naturales, como la acuicultura artesanal y el turismo de naturaleza. El llevar a cabo un proyecto de estas características pretendía inspirar y motivar a la Administración y otros agentes del territorio a replicar y escalar la restauración para que entre todos se recupere un porcentaje elevado de la marisma que se ha perdido hace más de cincuenta años, escalando a su vez los beneficios que conlleva. La recuperación de humedales es una de las grandes prioridades de WWF y, en particular, en el entorno de Doñana, donde es necesario incrementar su resiliencia frente a los efectos del cambio climático y la sobreexplotación de su acuífero y aguas superficiales, recuperando zonas de marisma y sus servicios ecosistémicos asociados que aporten beneficios tanto a la naturaleza como a la sociedad.

Diagnóstico ecológico

El estuario del Guadalquivir está gravemente amenazado, entre otras cosas, por la presa de Alcalá, por la impermeabilidad del río, por el cambio climático y la subida del nivel del mar, por las constantes amenazas de dragados por parte de la autoridad del puerto y por la pérdida/ausencia de llanos mareales y, por tanto, la pérdida de producción primaria, de peces, aves, anfibios y todos los servicios ecosistémicos que conlleva.

Las marismas mareales son uno de los ecosistemas más productivos del mundo. Mantienen una elevada biodiversidad (zonas de producción primaria, alevinaje, reproducción de aves, etc.) y cumplen con una importante función hidrológica y de mantenimiento de la calidad del agua, así como de amortiguación de avenidas y de secuestro de carbono.

Por su parte, la marisma del Adventus, a pesar de estar drenada y cortada de toda influencia mareal, alberga una grandiosa biodiversidad, es zona de reproducción de las últimas parejas de cerceta pardilla del estuario, de las únicas gangas ibéricas de Cádiz, su vegetación de almajos y salicornias sigue sobreviviendo, su único caño posee un gran número de anguilas, y la marisma da alimento a números incalculables de insectos (odonatos, mariposas de Macaón, polinizadores, etc.).



➤ **Figura II.** Lucio de Adventus durante la fase de restauración. **Autoría:** Beltrán Ceballos.



➤ **Figura II.** Lucio de Adventus tras su restauración. **Autoría:** Beltrán Ceballos.

La marisma de Trebujena ha sufrido ese proceso drástico de desecación, habiéndose transformado el paisaje desde mediados de los años cincuenta. La zona objeto de este proyecto era una finca drenada de suelo desnudo que carecía de vegetación ni masas de agua y la biodiversidad de aves y otros grupos taxonómicos era muy limitada.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los objetivos ecológicos y sociales de la restauración son los siguientes:

- Recuperación de los ecosistemas naturales de marisma.
- Mejora del estado de conservación de especies amenazadas.
- Mejora de la economía local y transformación del modelo económico de la zona por una apuesta por los recursos naturales.
- Puesta en valor y sensibilización sobre los servicios ecosistémicos de los humedales.

El ecosistema de referencia es la marisma baja que había en la zona en 1956. Se han usado fotografías aéreas de la época como información de referencia. Lo ideal sería haber restaurado esta zona de forma que la marisma se llene de forma natural con las mareas, pero por la dinámica actual del río Guadalquivir este proceso no se puede dar de forma natural, al estar a diferente nivel. En este caso, se ha realizado un renaturalización donde la gestión del agua, en combinación con una explotación de acuicultura artesanal, es una pieza clave en la conservación de este humedal.

Marco legal

Aunque se trate de una iniciativa de restauración en propiedad privada, las acciones contribuyen a los objetivos de normativa regional y estatal relativa a humedales, como el Plan Andaluz de Humedales y el Plan Estratégico Español para la Conservación y usos racional de los humedales.

Acciones de restauración

Se han recuperado 6 ha de marisma y se ha recreado una zona húmeda tipo lucio que presenta vetas (islas) donde puedan nidificar las aves. Se denomina «lucio» a las depresiones en el terreno de la marisma del Guadalquivir que, por su profundidad, nunca superior a un metro, permanecen con agua como grandes lagunas durante más tiempo que el resto de las zonas inundables.

Las acciones desarrolladas han sido:

- Excavación de zonas más profundas para inundar y recrear cinco islas más elevadas, donde puedan nidificar las aves sin la amenaza de depredadores.
- Instalación de observatorios de aves.
- Convenio de recolecta de camarones con el estero colindante.
- Jornadas de limpieza y adecuación previas a la inundación.
- Colocación de cajas nido de cerceta pardilla y de lechuza común.

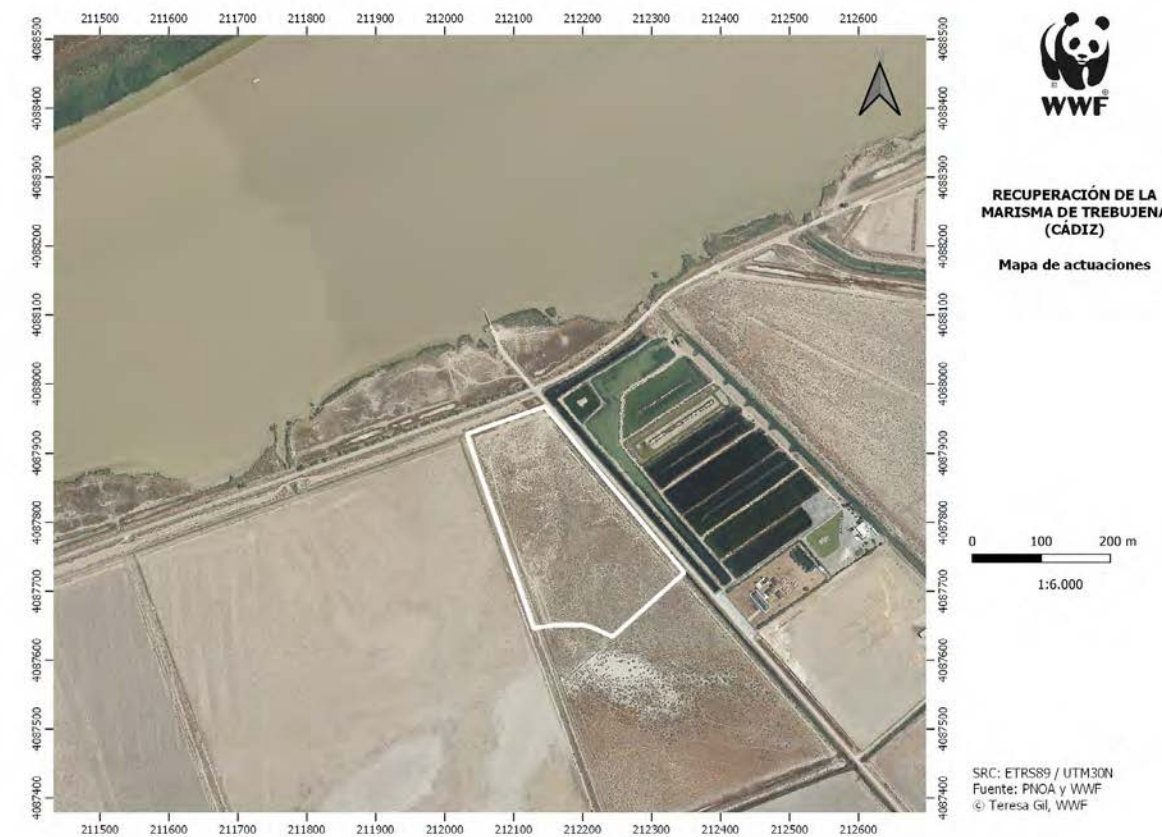


Figura II. Foto aérea del Lucio de Adventus donde ha tenido lugar la restauración de 6 hectáreas de marisma.
Autoría: WWF España.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Durante la fase de diseño y ejecución se mantuvieron reuniones informativas con el Ayuntamiento de Trebujena, propietarios de la finca y expertos en el estuario del Guadalquivir. Al final del proyecto, se han realizado jornadas de divulgación y educación sobre la importancia de la marisma, destacando unas jornadas *in streaming* sobre el proyecto que, debido a la pandemia, no pudieron realizarse presencialmente, pero que tuvieron mucha acogida *online*, ya que se retransmitieron desde el propio humedal.

Seguimiento de la RE

El seguimiento de la restauración ecológica está centrado en el seguimiento del efecto de la restauración en la biodiversidad, calidad del agua e intercambio de CO₂. Desde la finalización de la ejecución del proyecto, se está realizando un seguimiento de la biodiversidad que consiste en censos mensuales de aves. Además, se realiza anualmente un Bioblitz con expertos en diferentes grupos taxonómicos donde se registra la presencia de reptiles, flora, anfibios, peces y mamíferos y se analiza la cadena trófica de la lámina de agua.

Además, se está realizando un seguimiento periódico del agua y del CO₂. El control y seguimiento del agua tiene como objetivos: describir la gestión hidrológica realizada por la finca de Manegodor y determinar las tasas de renovación de agua necesarias para asegurar el buen estado ambiental de la calidad del agua en función de la estación del año. Por otro lado, el control y seguimiento del funcionamiento como fuente/sumidero de carbono del lucio de Adventus tiene como objetivos:

- Estudiar y cartografiar las emisiones de CO₂ desde las masas de agua y los sedimentos emergidos en el lucio de Trebujena.
- Determinar las tasas metabólicas aeróbicas de la zona inundada (producción primaria bruta, producción neta del ecosistema, respiración de la comunidad) y determinación de su papel como fuente o sumidero de C sobre una base anual.
- Determinar las tasas metabólicas de los sedimentos expuestos (producción primaria bruta, producción neta del ecosistema, respiración de la comunidad).
- Llevar a cabo un seguimiento anual de la dinámica del C en masas de agua y sedimentos emergidos, que permita establecer su papel como fuentes/sumideros de C.
- Analizar la dinámica de C azul del humedal, considerando el papel de la zona inundada, los sedimentos expuestos y la vegetación de marisma.

Mantenimiento

WWF ha ejecutado labores de mantenimiento los primeros años del proyecto, durante la vigencia del acuerdo de arrendamiento, centradas en el barnizado y limpieza de las infraestructuras de uso público, reparación del vallado y mantenimiento de las islas del humedal. Entre las acciones de mantenimiento se ha realizado la limpieza del canal de entrada del agua desde el río Guadalquivir, donde el agua se deja reposando para que sedimenten los lodos antes de su entrada en los esteros de acuicultura artesanal y, posteriormente, al humedal, de forma que el agua entra con mucha mayor calidad. Para ello es necesario emplear una retroexcavadora de cadenas con un brazo de 18 m para extraer lodos y vegetación de carrizo que empezaba a colmatar el canal.

Ahora, ofrece asesoramiento a los propietarios de la zona húmeda recuperada, en base a los resultados del seguimiento centrado en que la gestión del agua compatibilice la producción de camarones con los objetivos de conservación.

Desviaciones

En la redacción del proyecto, en relación con el mantenimiento, no se tuvo en cuenta la necesidad de limpiar anualmente los canales de sedimentación que requieren que periódicamente se eliminen los sedimentos. La carga de sedimentos que trae el río es muy alta, sobre todo en determinados periodos. Por ello, ha sido necesario adaptar el mantenimiento para garantizar que se mantenían funcionales los canales de sedimentación donde accede al agua del río que posteriormente alimenta el humedal.

Evaluación final

La evaluación final es positiva y satisfactoria, ya que al año de haber recuperado la zona húmeda se ha llenado de biodiversidad y ha generado interés tanto a nivel local como internacional y es una atracción de visitantes a la zona. Después de la restauración del Lucio de Adventus, desde la Administración regional se ha presentado un proyecto de restauración en el municipio de Trebujena de gran dimensión, que escala el proyecto de WWF en más de veinte veces. En relación con los objetivos planeados en este proyecto, cabe destacar que se han recuperado 6 ha de ecosistemas naturales y se ha generado un hábitat de marisma, que ha tenido un impacto positivo en el estado de conservación de especies amenazadas. Cabe destacar que se han contabilizado más de ochenta especies diferentes en el humedal y hay evidencias de cría de varias especies, entre ellas la cerceta pardilla. El proyecto ha reforzado una empresa de educación y turismo de naturaleza de emprendedoras locales y ha supuesto una atracción para la hotelería local. Además, ha contribuido a la creación de empleo en la explotación de acuicultura artesanal asociado al Lucio de Adventus.

Persistencia de la zona restaurada

La propiedad de la tierra es privada. Los primeros años del proyecto hubo un acuerdo de arrendamiento de la tierra para ejecutar el proyecto. En la actualidad, el propietario está interesado en la gestión de la zona húmeda para el desarrollo de actividades de turismo de naturaleza y educación ambiental, lo que garantiza la conservación de la zona a largo plazo. WWF, en colaboración con investigadores, sigue vinculada a la zona húmeda para hacer un seguimiento del impacto de la restauración en parámetros abióticos y biodiversidad y ofrece asesoramiento a los propietarios de la zona húmeda recuperada.

Presupuesto y financiación

Inversión económica del sector privado (fundaciones privadas): 320.602,47 €.

Sistemas de control

No se ha aplicado específicamente ningún estándar o sistema de certificación. No obstante, WWF España adopta en todos sus proyectos de restauración los Principios de la Society for Ecological Restoration Internacional.

Cualificación del personal

Para el diseño y ejecución del proyecto de recuperación de la marisma se ha contado con personal altamente cualificado y con elevada experiencia en restauración de humedales y con conocimiento de la realidad socioeconómica del territorio. Se ha trabajado con consultores que cuentan en su equipo con biólogos, ingenieros arquitectos (que han participado en el diseño, visado, preparación de la documentación para solicitar las autorizaciones y seguimiento de la ejecución del proyecto), así como varios oficiales de diferente tipología de maquinaria como retroexcavadoras, rulos, etc. Para la parte de seguimiento, se está trabajando con investigadores ligados a centros universitarios o de investigación, así como expertos en censos y muestreos de especies con mucha experiencia y reconocido prestigio. En particular, se está trabajando con el Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA) y la Universidad de Málaga en el diseño e implementación de los protocolos de seguimiento de agua y de gases de efecto invernadero; y con ornitólogos profesionales para el censo mensual de aves, contando principalmente con consultores biólogos en la toma de muestras de campo y análisis de datos. Una vez al año se ha realizado un Bioblitz en el que se ha contado con expertos en diferentes grupos taxonómicos en su mayoría biólogos o de la rama de ciencias ambientales.

Más información

Autora: Teresa Gil (responsable de Aguas de WWF España).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE MARISMAS PORTUARIAS EN HUELVA

Localización/Ámbito de actuación

Marismas portuarias junto a la ciudad de Huelva.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Autoridad Portuaria de Huelva.

Entidad/es socia/s del proyecto

Grupo de investigación Ecología, Citogenética y Recursos Naturales de la Universidad de Sevilla.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Noviembre de 2006-enero de 2007.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Las marismas portuarias restauradas estaban impactadas por contaminación de metales procedente de industria extractiva (minería en el Andévalo Onubense, Grupo II), por contaminación procedente de la industria química y siderúrgica (Grupo V), y por la instalación de infraestructuras sobre zonas de marismas (carreteras, Grupo VII).

Ecosistemas afectados

Hábitat costero de marismas mareales con vegetación halófila, incluyendo praderas de hierba salada (*Spartina maritima*) y de quenopodiáceas de los géneros *Atriplex*, *Salicornia*, *Sarcocornia*, *Suaeda* y *Zostera*.

Motivación para desarrollar el proyecto

Las marismas portuarias restauradas se encuentran junto a la ciudad de Huelva y a su Polo Químico, de manera que su restauración respondió a una demanda social de mejora ambiental de esta zona periurbana, así como a la sensibilidad ambiental de la Autoridad Portuaria de Huelva.

Diagnóstico ecológico

La zona intermareal de actuación se encontraba muy degradada antes de la restauración. Una zona, situada junto al Monumento al Descubrimiento de la Punta del Sebo, sufría fuertes tasas de erosión que habían originado un talud erosivo vertical. Además, la mayor parte de la zona de actuación estaba desprovista de vegetación de marismas. Sólo aparecía una pradera aislada de unos 6.000 m² de la especie nativa *Spartina maritima*, algunas plantas aisladas de *Atriplex portulacoides*, *Sarcocornia perennis*, los híbridos entre *S. perennis* y *S. fruticosa*, y *Salicornia ramosissima*. La especie más abundante, en alrededor de 2 ha, era la especie exótica invasora *Spartina densiflora*. Por lo tanto, la mayor parte de la zona de actuación estaba ocupada por fangos intermareales desnudos en los que se acumulaba mucha basura. En esta situación base de partida se mapeó la vegetación existente para su seguimiento y evaluación del proyecto.

En [esta publicación](#) se puede encontrar una descripción del proyecto de restauración.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Esta restauración se concentraba en recuperar, progresivamente, ecosistemas de marisma mareal previamente existentes en la zona de actuación y que habían sido fuertemente degradados o destruidos totalmente. El proyecto se centró en cinco objetivos principales: i) recuperar la vegetación autóctona; ii) mejorar el paisaje marismeño; iii) fitoestabilizar sedimentos contaminados con hidrocarburos; iv) promover la conservación de especies de flora y fauna amenazadas; y v) promover el uso público de la zona, la educación ambiental y el disfrute de la naturaleza.

Como ecosistema de referencia para nuestra restauración, tomamos marismas mareales de borde de caño bien conservadas. Estas marismas presentaban una pendiente suave, sin marcados taludes de erosión, ya que no sufrían fuertes tasas de erosión. En estas marismas de referencia se apreciaba, claramente, la zonación típica de las marismas costeras del Golfo de Cádiz: *Zostera noltii* colonizaba las zonas más bajas, seguida en la marisma baja en cotas algo más elevadas por praderas monoespecíficas de *Spartina maritima*. Ya en zonas de marisma media aparecían formaciones de quenopodiáceas como *Sarcocornia perennis* subespecie *perennis*, *Sarcocornia fruticosa*, los híbridos entre estas dos especies, *Atriplex portulacoides* y las especies anuales *Salicornia ramosissima* y *Suaeda albescens*. Las zonas de marisma alta estaban dominadas por *Arthrocnemum*

Trabajos de restauración con hierba salada (*Spartina maritima*)



Figura 1. Trabajos de restauración con hierba salada (*Spartina maritima*).
 Autor: Miguel Sanz.

machrostachyum, *Suaeda vera* y *Atriplex halimus*. Se trata de marismas con unas comunidades muy biodiversas de macroinvertebrados bentónicos y aves, incluyendo muchas especies de aves limícolas.

Marco legal

Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas.

Acciones de restauración

Las seis acciones del proyecto iban enfocadas, en conjunto, al desarrollo de sus cinco objetivos principales. Las acciones consistieron en:

- 1) Retirada de basura.
- 2) Eliminación manual (con ayuda de palines y palas) de la especie exótica invasora *Spartina densiflora*.
- 3) La plantación de varias especies halófitas autóctonas. La especie que más se plantó fue *Spartina maritima*.

Al no producirse en viveros, los plantones de *Spartina maritima* fueron extraídos de poblaciones naturales más o menos cercanas. El material vegetal, consistente en bloques con biomasa subterránea y aérea, se extrajo manualmente (utilizando palines) en zonas de marisma baja donde la *Spartina maritima* estaba empezando a ser desplazada por la *Sarcocornia perennis* en el avance natural de la sucesión ecológica.

Este material fue transportado a embarcaciones de bajo calado y transportado a la zona de actuación. El material vegetal extraído se dividió en plantones con unos veinte tallos aéreos que se plantaron manualmente a una densidad de 1 plantón/m².

En las zonas de marisma baja, también se trasplantó *Zostera noltii* en forma de bloques de sustrato con plantas extraídas de poblaciones naturales cercanas. Además, también se trasplantaron algunos individuos de *Atriplex portulacoides* en zonas de marisma media.

Las zonas de marisma alta fueron plantadas con plantones producidos en vivero, con semillas extraídas de la zona, principalmente con *Limoniastrum monopetalum* y *Atriplex halimus*. Las zonas sin influencia mareal directa fueron plantadas con varias especies de *Tamarix*, *Juniperus oxycedrus* subespecie *macrocarpa*, *Juniperus phoenicea* subespecie *turbinata* y *Rosmarinus officinalis*.



Figura II. Bando de agujas (*Limosa* sp.) en marismas restauradas (septiembre de 2009). Autor: Jesús M. Castillo.



Figura III. Evolución. Autor: Jesús M. Castillo.

4) La cuarta acción iba encaminada a proteger las bioherramientas utilizadas y consistió en la instalación de un rompeolas de madera en la zona que sufría más erosión en la Punta del Sebo y se colocaron pasaderos para aves como el águila pescadora (*Pandion haliaetus*) y el martín pescador (*Alcedo atthis*).

5) Además, colocamos diversos paneles de interpretación ambiental para aprender sobre las marismas costeras y su restauración.

6) En 2016, realizamos la acción 6, que consistió en la plantación de dos especies vegetales poco abundantes en las marismas de la zona y cuyos propágulos no estaban llegando a las marismas restauradas (comprobado mediante trampas de semillas). Estas especies, *Limonium narbonense* y *Aster tripolium*, fueron criadas en invernadero desde semillas recogidas cerca de la zona de actuación e introducidas en forma de plantones de unos seis meses de edad.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Desde la planificación al proyecto hasta su seguimiento, se consultó y se mantuvo informados del mismo a las empresas situadas junto a la zona de restauración en el Polo Químico de Huelva, así como al Ayuntamiento de Huelva, al tratarse de una zona de marismas periurbanas. Además, las diferentes fases del proyecto fueron cubiertas por la prensa local para mantener informada a la ciudadanía (véanse algunos artículos de prensa al final de esta ficha).

Seguimiento de la RE

El indicador principal para el seguimiento de la restauración fue la evaluación temporal de la cobertura vegetal de las diferentes especies vegetales empleadas, especialmente *Spartina maritima*. Desde el punto de vista de la vegetación, la restauración ha sido todo un éxito. *Spartina maritima* formó praderas continuas en unos tres años tras la plantación. En estas publicaciones se pueden ver los resultados de este seguimiento:

- <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00089.1>
- <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.04.011>

También cuantificamos, durante el seguimiento, algunos servicios de los ecosistemas desarrollados por las marismas restauradas, como es el secuestro de carbono atmosférico, la lucha contra la eutrofización de las aguas estuarinas y la retención de sedimentos:

- <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3185-4>
- <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2108-5>
- <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.041>



Marismas portuarias restauradas en Octubre de 2015

Figura IV. Marismas portuarias restauradas en octubre de 2015. Autor: Jesús M. Castillo.

Además, también registramos los efectos de la restauración en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y de aves:

- <https://doi.org/10.1080/00063657.2013.790875>
- <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9713-1>

Todos estos seguimientos se hicieron comparando las marismas restauradas con marismas bien conservadas y marismas degradadas no restauradas.

También se cuantificó el uso público de la zona tras la restauración, así como la percepción de las personas visitantes sobre la misma:

- <https://doi.org/10.1080/01426397.2013.772960>

Mantenimiento

Las marismas restauradas se diseñaron de manera que se automantienen y van cambiando conforme avanza la sucesión ecológica. Así, las praderas de *Spartina maritima* van siendo sustituidas, en algunas zonas, por praderas de quenopodiáceas.

Desviaciones

La plantación de *Zostera noltii* en la marisma baja a cotas topográficas inferiores a las de *Spartina maritima* fue bien en los primeros años tras el trasplante. Sin embargo, *Spartina maritima* promovió la sedimentación en las zonas que ocupaba y algo de erosión en cotas más bajas, lo que conllevó la pérdida de *Z. noltii*. Posteriormente, *Z. noltii* está volviendo a colonizar la zona de forma natural.

Los paneles de interpretación ambiental se degradaron con el paso de los años y van a ser renovados dieciséis años después de su instalación.

El rompeolas de madera para luchar contra la erosión en la pradera de *Spartina maritima* en la Punta del Sebo no funcionó debido a una construcción inadecuada. Como alternativa, planteamos la instalación de un geotubo que haga de rompeolas. Muchas empresas comercializan actualmente este elemento de ingeniería.

La invasión de la exótica invasora *Spartina densiflora* está siendo controlada por comunidades vegetales nativas en gran parte de la zona de actuación, aunque de vez en cuando se hace necesaria su eliminación manual en aquellas zonas donde la cobertura de especies nativas es menor.

Los plántones de *Limonium narbonense* siguen en la zona restaurada e, incluso, están produciendo semillas y nuevas plantas *in situ*. Sin embargo, los plántones de *Aster tripolium* acabaron muriendo, debido, posiblemente, a niveles elevados de competencia interespecífica con especies de *Sarcocornia*.

Evaluación final

Como puede verse en detalle en las publicaciones del seguimiento, la restauración de las marismas portuarias en Huelva puede considerarse un éxito, tanto desde el punto de vista de la vegetación como de la fauna y los servicios de los ecosistemas.

Tras la restauración, llegó a establecerse el típico patrón vegetal de zonación de las marismas del Golfo de Cádiz, así como su cambio típico en el desarrollo de la sucesión ecológica conforme las marismas ganan elevación. El establecimiento de la vegetación fue seguido por un aumento en la abundancia y biodiversidad en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y aves, por el despliegue de servicios de los ecosistemas claves, así como por un aumento del uso público en la zona.

Además, comprobamos, en la evaluación final, que las poblaciones naturales de *Zostera noltii* y *Spartina maritima*, de donde se había extraído material vegetal, junto con sustrato, se habían recuperado totalmente tres años después de la intervención.

Por lo tanto, el desarrollo de este proyecto de restauración ecológica cumplió sus objetivos iniciales al recuperar la vegetación autóctona. Esta recuperación de la vegetación de halófitas conllevó, a su vez, la mejora del paisaje marismero, la fitoestabilización de sedimentos contaminados con hidrocarburos y la conservación de especies de fauna amenazadas. Además, la construcción de una pasarela que recorría las marismas en paralelo a la línea de marea, a lo largo de la que se instalaron paneles de interpretación ambiental, promovió el uso público, la educación ambiental y el disfrute de la naturaleza.

Persistencia de la zona restaurada

La persistencia de la zona restaurada está asegurada desde el punto de vista de su mantenimiento, ya que no necesita labores de mantenimiento alguno. El ecosistema marismero se autorregula. Además, se trata de dominio público marítimo-terrestre gestionado por la Autoridad Portuaria de Huelva, promotora de la obra de restauración. Sin embargo, la subida del nivel del mar producto del calentamiento global es una amenaza a medio plazo para la persistencia de las marismas restauradas. Hasta el momento, la sedimentación en la zona de actuación



Marismas portuarias restauradas en Enero 2014
 (Fecha de plantación: Nov 2006-Enero 2007)

ha superado la tasa de ascenso del nivel del mar (unos 2,8 cm por década), por lo que las marismas restauradas están siendo capaces de contrarrestar el ascenso marino. Pero, al mismo tiempo, están comenzando a formarse algunos taludes erosivos en las zonas de acreción más expuestas al oleaje. Esto podría conllevar la desaparición de la vegetación en algunas zonas si no se tomasen medidas para frenar la erosión en los próximos años.

Presupuesto y financiación

La plantación de *Spartina maritima*, es decir, la acción principal del proyecto de restauración ecológica, estuvo en cerca de 1 euro/m². La financiación de este proyecto procedió, inicial y principalmente, de la Unión Europea.



Figura V. Marismas portuarias restauradas en enero de 2014 (fecha de plantación: noviembre de 2006-enero de 2007).
Autor: Jesús M. Castillo.

Sistemas de control

No.

Cualificación del personal

La obra de restauración fue planificada por personal doctorado en Ecología. La dirección de obra correspondió a personal doctorado en Ecología o licenciado en Medioambiente. Los trabajos de restauración, a pie de marisma, recayeron en pescadores desempleados.

Más información

Referencias:

Artículo de divulgación científica sobre el seguimiento de la restauración:

Balance de la restauración de unas marismas hace diez años: <https://www.revistaquercus.es/noticia/6606/avances/balance-de-la-restauracion-de-unas-marismas-hace-diez-anos.html>

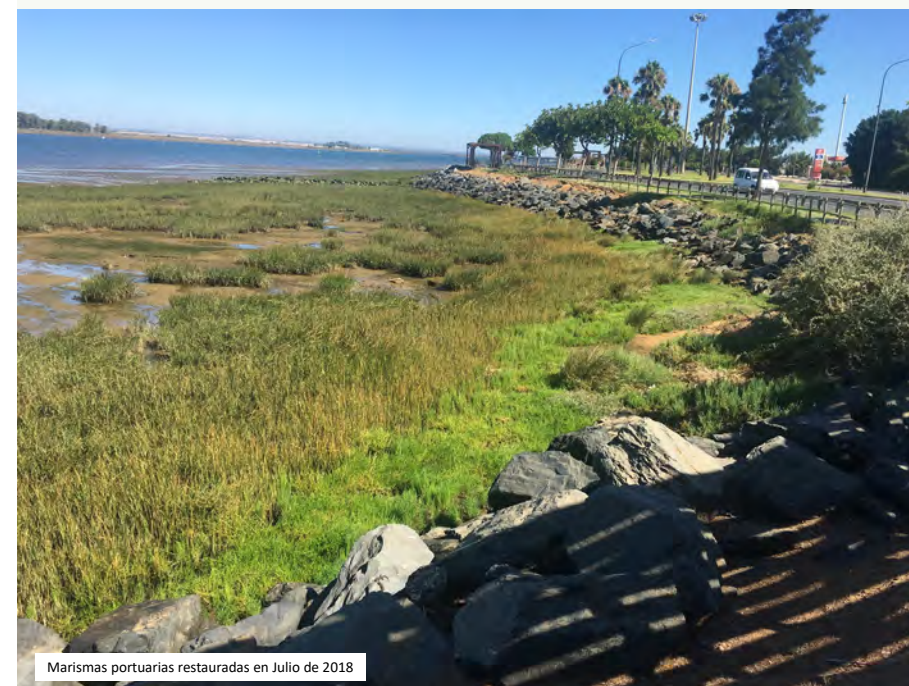
Algunas noticias relacionadas con este proyecto de restauración:

- «El Puerto divulga la restauración del margen de la ría onubense»: https://www.huelvainformacion.es/huelva/Puerto-divulga-restauracion-margen-onubense_0_428057450.html
- «Plantación de Especies Autóctonas en las marismas junto a la Punta del Sebo»: <https://www.puertohuelva.com/plantacion-de-especies-autoctonas-en-las-marismas-junto-a-la-punta-del-sebo/>
- «El Puerto de Huelva lleva a Bruselas su proyecto de restauración ambiental desarrollado en el río Odiel»: <https://www.diariodehuelva.es/2014/10/27/el-puerto-de-huelva-lleva-a-bruselas-un-proyecto-de-restauracion-ambiental-desarrollado-en-el-rio-odiel/>
- «El Puerto de Huelva, finalista de los premios europeos ESPO por el proyecto de restauración ambiental del Odiel»: <https://www.europapress.es/andalucia/huelva-00354/noticia-puerto-huelva-finalista-premios-europeos-espo-proyecto-restauracion-ambiental-odiel-20141104224431.html>

Autor: Jesús M. Castillo Segura (Universidad de Sevilla).



> **Figura VI.** Marismas portuarias restauradas en julio de 2018.
Autor: Jesús M. Castillo.



> **Figura VII.** Marismas portuarias restauradas en julio de 2018.
Autor: Jesús M. Castillo.



> **Figura VIII.** Laguna intermareal y pradera de *Sarcocornia perennis* en marismas portuarias restauradas. **Autor:** Jesús M. Castillo.



Nombre del proyecto

MOSAICO EXTREMADURA

Localización

Tres comarcas cacereñas:

- Comarca Sierra de San Pedro: Carbajo, Cedillo, Herrera de Alcántara, Herrerueta, La Codosera, Membrío, Salorino, San Vicente de Alcántara, Santiago de Alcántara y Valencia de Alcántara.
- Comarca Sierra de Gata: Valverde del Fresno, Cilleros, Eljas, San Martín de Trevejo, Villamiel, Hoyos, Perales del Puerto, Acebo, Villasbuenas, Gata, Santibáñez el Alto, Torre de Don Miguel, Hernán Pérez, Cadalso, Descargamaría, Robledillo, Villanueva de la Sierra y Torrecilla de los Ángeles.
- Comarca Las Hurdes: Pinofranqueado, Caminomorisco, Nuñomoral, Casares, Ladrillar y Casar de Palomero.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Financia: Junta de Extremadura; ejecución técnica: Universidad de Extremadura.

Entidad/es socia/s del proyecto

Asociación Mosaico, Asociación del Castañar de Hoyos, Asociación de Propietarios Forestales del Valle del Árrago, Reforest-Acción, Vettonia.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Septiembre de 2016-septiembre de 2023.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendios.

Ecosistemas afectados

Hábitat de agua dulce: cauces continuos y discontinuos de montaña con ali-sedas y fresnedas.

Brezales y matorrales de zona templada: brezales oromediterráneos y atlán-ticos.

Matorrales esclerófilos: enebral, madroñal, jaral, escobonar, etc.

Formaciones herbosas naturales y seminaturales: pastos de montaña.

Turberas: enclaves con *Erica tetralix* y *Drosera rotundifolia*.

Hábitat rocoso y cuevas: pastizal casmofítico.

Bosques: robledal, alcornocal y plantaciones de pino resinero.

Periurbano: zonas hortícolas y prados.

Zonas agrícolas/agrosistemas: dehesas, viñedos, castañares y olivares.

Motivación para desarrollar el proyecto

Necesidad, reclamada por la población local y formalizada por la Universidad de Extremadura, de abordar el problema de los grandes incendios históricos desde la raíz, esto es, la recuperación/creación de mosaicos agroforestales con disconti-nuidades entre las masas forestales con alto riesgo de incendio.

Diagnóstico ecológico

Tras el incendio de 2015, se observó la alta severidad del incendio sobre for-maciones arbustivas y pinares con deficiente gestión. Las zonas con mayor in-tensidad de uso ganadero, agrícola y agroforestal sufrieron un menor impacto, sirviendo como referencia para la recuperación del mosaico tradicional adaptado a las actuales condiciones demográficas y socioeconómicas.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Aunque Mosaico no es un proyecto típico de restauración ecológica, sí plantea la necesidad de acometer mejoras en la gestión de espacios seminaturales para aumentar la resiliencia ambiental y social frente a los grandes incendios. La mera restauración de un ecosistema incendiado puede conducir a incendios reiterados en el futuro, por lo que tras el incendio se plantean modificaciones del paisaje previo a incendio que lo hagan menos vulnerable.

Marco legal

La recreación del mosaico agroforestal se enfrenta a un marco legal inadecuado por la excesiva compartimentación de las regulaciones agrícolas, ganaderas y

forestales. Además, es frecuente que estos procesos participativos encuentren obstáculos en la legislación ambiental por encuadrarse en zonas con algún grado de protección. Existen muy pocas medidas integrales que promuevan un paisaje diversificado y resiliente, y todas ellas son de corto alcance, aunque en la actuali-dad la Unión Europea pretende avanzar en su desarrollo.

Acciones de restauración

El proyecto ha atendido iniciativas de emprendedores locales y foráneos para desarrollar actividades agrícolas, ganaderas, forestales, ambientales y comercia-les orientadas a la recuperación del mosaico.

En el ámbito agrícola, las acciones son de creación o mejora de cultivos extensi-vo de olivo, castaño, cerezo, higuera, pistacho, aromáticas, etc.

En el ámbito ganadero, se han promovido explotaciones de razas autóctonas de caprino, ovino y vacuno para mantener zonas abiertas entre las masas forestales.

En el ámbito forestal, parte de las zonas incendiadas se han plantado con nu-merosas especies de frondosas y arbustos rebrotadores. En las masas de pino resinero se han realizado tratamientos selvícolas y resinaciones que reducen el riesgo de incendio y respetan los pies de frondosas.

Las tareas de restauración de hábitats amenazados sobre pequeñas superficies corrieron a cargo de los servicios de conservación en iniciativas paralelas.

La recuperación del mosaico se planteó mediante iniciativas locales agrosil-voganaderas y de transformación agroalimentaria para generar los llamados «[cortafuegos productivos](#)», entendidos como porciones del territorio con bajo riesgo de incendio mantenidas por la propia rentabilidad de sus productos (car-nes, lácteos, frutos, resinas, madera, esencias, etc.).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

El proyecto se ha ejecutado con la participación de ayuntamientos, asociaciones y empresas del territorio afectado, hasta el punto de que algunas entidades se han creado *ad hoc* tras el incendio.

La Universidad de Extremadura ha realizado numerosas acciones de sensibiliza-ción y formación, capacitando a las entidades locales para desarrollar proyectos de forma autónoma. Se puede consultar en la web de [Mosaico Extremadura](#).

El enfoque de Mosaico se basa en la participación de los agentes locales, ya sea actuando como individuos o asociaciones. También se incluyeron actores exter-nos (empresas y organizaciones no gubernamentales), siempre que sus activida-des se desarrollaran en la zona objetivo.

Para involucrar a estos actores en el proyecto, llevamos a cabo, desde octubre de 2016 hasta junio de 2017, un proceso público que explica los objetivos del proyecto a través de grupos focales en todos los municipios. Se convocó a grupos focales a través de anuncios en oficinas públicas y redes sociales. Durante estas sesiones animamos a los participantes a unirse al proyecto enviando sus iniciativas a través de la página [web del proyecto](#).

Las propuestas recibidas fueron aceptadas para obtener apoyo adicional si podían lograr algún grado de reducción de combustible a través de las prácticas de uso de la tierra descritas anteriormente.

Después de la aceptación, las iniciativas se incluyeron en una base de datos con sus principales atributos (tipo, área administrada, objetivo, habilidades relevantes y datos de contacto de la persona/asociación/institución a cargo de la propuesta). La información espacial se registró en ArcGIS® para la evaluación posterior de los cambios en el paisaje.

La información sobre las iniciativas fue recogida en una o más entrevistas cara a cara por un técnico experto de nuestro equipo (un ingeniero forestal, un ingeniero agrónomo o un veterinario, según el tipo de iniciativa). Los mismos técnicos supervisaron y apoyaron cada iniciativa desde el inicio hasta la ejecución final o la renuncia. A continuación, utilizamos el término «intervención» para las iniciativas que se implementaron con éxito.

Seguimiento de la RE

Todas las iniciativas emprendidas están recogidas en una base de datos que se actualiza periódicamente con visitas de campo y entrevista a los promotores. Recibimos 250 propuestas de intervención (49,6 % de agricultores, 22,8 % de productores forestales —principalmente recolectores de resina—, y 27,6 % de pastores). Hasta la fecha se han ejecutado 94 (37,6 %) de las propuestas, que suponen una reducción potencial del 10,5 % en el tamaño de los incendios, habiéndose estimado que esta reducción sería del 25 % con todas las iniciativas ejecutadas.

Mantenimiento

Durante el proyecto, utilizamos un enfoque adaptativo destinado a aumentar la probabilidad de ejecución completa y el área afectada por las intervenciones. Por lo tanto, de junio de 2017 a junio de 2019 apoyamos a los agentes locales organizando sesiones prácticas y cursos de capacitación para mejorar sus habilidades técnicas. Además, desde junio de 2019, apoyamos selectivamente a asociaciones, empresas y municipios, lo que generalmente resulta en mayores áreas impactadas debido a la mejora de las habilidades profesionales y los recursos administrados por estos actores.



> **Figura I.** Marismas portuarias restauradas en julio de 2018. **Autor:** Fernando Pulido, Universidad de Extremadura



> **Figura II.** Cortafuegos ganadero alrededor de nave con caprino y ovino. **Autor:** Álvaro Gómez, Universidad de Extremadura.

Esta eficacia diferencial también se logró mediante la presentación de grandes proyectos a convocatorias oficiales de programas regionales, nacionales o internacionales, especialmente LIFE EU, el Programa Regional de Investigación y los grupos operativos de desarrollo rural regionales/nacionales.

Se llevaron a cabo tareas adicionales de comunicación y participación, incluida la grabación y difusión de [sesenta cortometrajes](#) que muestran historias exitosas dirigidas por los agentes locales, organización de eventos populares para promover productos etiquetados generados por productores locales y mesas redondas públicas para discutir los avances y los problemas de implementación encontrados.

Desviaciones

La tasa de ejecución exitosa de las actividades podría ser superior si hubiera un marco legislativo favorable y menos barreras administrativas que demoran las iniciativas y frustran a los emprendedores.

Evaluación final

Ejecución de 120 iniciativas participativas sobre el territorio que, junto con las actuaciones de la Administración, suponen una progresiva reducción del riesgo de grandes incendios.

Reducción de los costes de la prevención de incendios.

Creación de nuevas asociaciones autónomas que garantizan la continuidad y ampliación del proyecto.

Transferencia de resultados a otras regiones y países a través de una metodología [disponible públicamente](#).

Persistencia de la zona restaurada

Precisamente porque se promueven áreas productivas como herramienta de prevención de incendios, estas zonas persisten sin coste gracias a su propia rentabilidad, lo que reduce extraordinariamente el coste público si lo comparamos con los cortafuegos convencionales.

Presupuesto y financiación

Fondos recibidos en dos convenios con la Junta de Extremadura hasta 2021: 970.308 €.

Fondos adicionales captados hasta ahora por el equipo del proyecto: programa LIFE EU + programa Horizon Europe + programa PRI regional + Diputación = 2.806.085 €.



Figura III. Cortafuegos productivo con actividad resinera sobre pinar. **Autor:** Fernando Pulido, Universidad de Extremadura.

Sistemas de control

No aplicable.

Cualificación del personal

Grupo de Investigación Forestal (doctores investigadores) y técnicos contratados con cargo al proyecto.

Más información

Webs:

- Del proyecto: <https://www.mosaicoextremadura.es>
- Asociada al proyecto y más especializada: <https://cortafuegosproductivos.unex.es/>

Autor: Fernando Pulido Díaz (Universidad de Extremadura).



Nombre del proyecto

ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN DE HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN LA ZEC MUELA DE CORTES Y EL CAROCHE

Localización/Ámbito de actuación

- El ámbito de actuación son 971,5 ha del Monte de Utilidad Pública V143 Muela de Cortes, situado en el municipio de Cortes de Pallás (Valencia).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Generalitat Valenciana-Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica.

Entidad/es socia/s del proyecto

Valenciana d'Estratègies i Recursos per a la Sostenibilitat Ambiental (VAERSA).

Tragsa (ejecución).

Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM).

Universitat d'Alacant.

Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE).

WWF España.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2020-2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

El despoblamiento y el abandono de los usos agropecuarios tradicionales han provocado una pérdida del mosaico de hábitats característico de este territorio y un aumento de la extensión y continuidad de los terrenos forestales.

La homogeneización del medio, unida a otros factores como el incremento de la temperatura y cambios en el patrón de precipitaciones en un contexto de cambio climático, genera ecosistemas vulnerables a los incendios, así como la pérdida de algunos servicios ecosistémicos relevantes en la región como el potencial melífero, la existencia de hábitat para algunas especies vegetales, especialmente pratenses, o la calidad del hábitat para fauna cinegética (principalmente cabra montés y muflón).

Grupo XI. Incendios.

En las décadas finales del siglo XX, se ha producido un cambio sustancial en la severidad y recurrencia de incendios forestales, incluyendo grandes incendios forestales (> 500 ha). En los últimos cincuenta años se han producido en la zona cinco grandes incendios de más de 10.000 ha, provocando homogenización del paisaje, pérdidas de biodiversidad y servicios ecosistémicos, y preocupación social.

Ecosistemas afectados

Hábitats de interés comunitario sobre los que se actúa en la ZEC Muela de Cortes y el Caroché (fuente: Memoria Técnica de la Norma de Gestión «Macizo del Caroig»).

5210. Matorrales arborescentes de *Juniperus spp.*

5330. Matorrales termomediterráneos y preestépicos.

6110*. Prados calcáreos kársticos o basófilos del *Alyso-Sedion albi*.

6220*. Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea*.

9340. Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.

Motivación para desarrollar el proyecto

El Programa Operativo del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) de la Comunitat Valenciana establece, como uno de sus objetivos generales, financiar actuaciones que mejoren y garanticen el estado de conservación de hábitats de interés comunitario. Grandes Zonas de la ZEC presentan un bloqueo sucesional, debido a la degradación de sus hábitats provocada por cambios de usos e incendios recurrentes. Esto limita la capacidad de los ecosistemas de adaptarse al cambio climático, disminuye su resiliencia frente a nuevos incendios y pone en riesgo la conservación de hábitats de interés comunitario.

El proyecto se enmarca en la estrategia definida por el Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunitat Valenciana (PATFOR). La definición de los objetivos de la actuación se apoya en estrategias medioambientales de diferentes ámbitos:

- Tomando en consideración el valor ambiental de este espacio natural de la Red Natura 2000 la ZEC Muela de Cortes y el Caroché (ES5233040), así como su importancia paisajística —calidad muy alta según la valoración técnica del paisaje realizada por el PATFOR—, se consideró necesario intervenir con vistas a garantizar el estado de conservación de los hábitats de interés comunitario.
- Para la definición de los objetivos de la intervención, se tuvieron en cuenta las medidas activas de gestión propuestas por la norma de la ZEC Muela de Cortes y el Caroché —«B.1. Prevención de incendios forestales» y «B.2. Manejo sostenible de masas forestales en la Reserva Valenciana de Caza de la Muela de Cortes»— y por el Plan de prevención de incendios forestales de la Reserva Valenciana Muela de Cortes, así como los intereses de los servicios de extinción de incendios y de los gestores de la reserva.
- Como resultado de un proceso participativo realizado con anterioridad al proyecto de restauración, en el marco de los Proyectos TEREKOVA y COSTERA (Ministerio de Economía, Industria y Competitividad y Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades del Gobierno de España y Fondos de Desarrollo Regional de la UE FEDER, proyectos CGL2014-52714-C2-1-R y RTI2018-095954-B-I00), se identificaron las prioridades de restauración y los servicios ecosistémicos más valorados por los diferentes grupos de interés participantes en el proceso. El servicio ecosistémico más valorado fue «Existencia de hábitat para plantas y animales». Asimismo, las partes interesadas consideraron prioritaria la restauración de «Zonas clave para reducir el riesgo de incendios forestales» y «Zonas que han sufrido incendios recurrentes», y así evitar la consolidación de la degradación.

Diagnóstico ecológico

El ámbito de trabajo se sitúa en el macizo del Caroig (Valencia). Los tipos de suelo más frecuentes son los fluvisoles calcáreos, regosoles éutricos, regosoles calcáricos, leptosoles, kastanozems cálcicos, cambisoles cálcicos y los luvisoles crómicos.

El macizo del Caroig es un gran reservorio de agua subterránea debido a la abundancia de calizas y dolomías que favorecen la infiltración y a la presencia de arcillas del Keuper subyacentes, menos permeables.

La zona está integrada en la Red Natura 2000 (ZEC Muela de Cortes y el Caroché; ES5233040), indicativo de su alto valor ambiental. Además, presenta una calidad paisajística muy alta, según PATFOR, y alberga numerosos hábitats de interés comunitario, especies protegidas por el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y herbívoros silvestres representados por cabra montés, muflón, ciervo, gamo y corzo.

El estrato no arbolado es el más abundante, y está dominado por matorrales altos homogéneos como coscojares, romerales y jarales. Los matorrales bajos característicos son tomillares y manzanillares.

El arbolado ocupa el 30 % del área, siendo *Pinus halepensis* la especie más abundante. Los pinares adultos suelen estar acompañados de un estrato arbustivo y regenerado de pinar muy denso, lo que aporta continuidad de la biomasa y aumenta el riesgo de propagación y severidad de incendios. Los pinares jóvenes, resultado de incendios pasados, son masas muy densas, favoreciendo la propagación de incendios y, además, su regeneración está comprometida, ya que tienen una probabilidad elevada de no alcanzar la madurez, considerando el régimen actual de incendios.

Estas vastas extensiones de vegetación continua y uniforme son propensas a sostener grandes incendios y a ser poco resilientes al cambio climático. Además, la homogenización del medio disminuye el hábitat de grandes herbívoros, la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

En cuanto a la restauración ecológica, se han establecido los siguientes objetivos generales:

- Generar un paisaje en mosaico con formaciones arbustivas, pastizales secos y herbazales que permita recuperar las interacciones ecológicas, la funcionalidad del ecosistema y la biodiversidad. Con ello, garantizar el estado de conservación de los matorrales termomediterráneos y preestépico (hábitat 5330), prados calcáreos kársticos (hábitat 6110) y zonas subestépicas de gramíneas y plantas anuales (hábitat 6220), mediante una mejora de su estructura, lo que se debe traducir en un incremento de la diversidad de especies, a medio plazo.

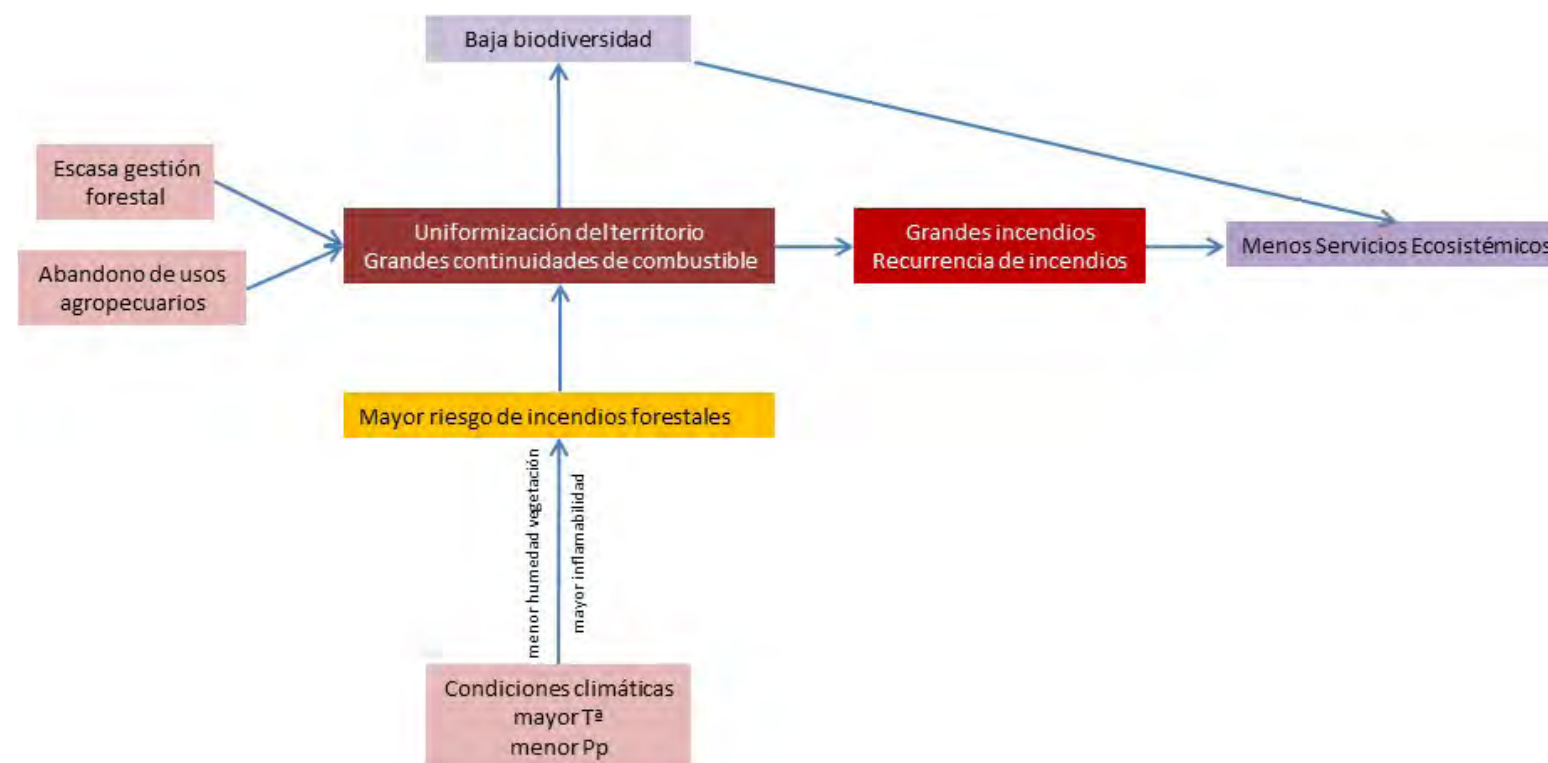


Figura 1. Esquema del diagnóstico. Autor: Ramón G Pereira.

- Reducir la continuidad de la vegetación para prevenir grandes incendios, incrementando la resistencia y resiliencia de la masa forestal a incendios forestales, mediante el establecimiento de mosaicos de formaciones vegetales menos combustibles, que generen fuegos de menor intensidad y velocidad de propagación. Todo ello con vistas a favorecer su extinción, al tiempo que se crean zonas de seguridad para los responsables de su extinción.
- Aumentar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas frente al cambio climático.
- Incrementar la superficie de hábitat adecuado para los herbívoros silvestres.

Además, se han establecido objetivos específicos en relación con la biodiversidad, prevención de incendios, recuperación de usos agropecuarios y aprovechamiento cinegético.

En cuanto a los ecosistemas de referencia, se trata de un mosaico de tres hábitats: hábitat 6220* (herbazales con o sin arbolado disperso de pino y carrasca, hasta 100 ejemplares/ha); hábitat 6110* (pastizales secos con 60-70 % de cobertura y hasta 30 cm de altura); y hábitat 5330 (matorrales con y sin arbolado de carrasca, pino carrasco o pino rodeno). Estos hábitats se desarrollan en función del tipo de sustrato y del régimen de perturbaciones. Se espera que el mosaico generado contribuya a la estabilización de suelos y a la prevención de procesos

erosivos, la regulación del ciclo hidrológico, la fijación de carbono, la movilización de nutrientes, el fomento de la biodiversidad, la polinización y la proporción de pastos de calidad para los ungulados silvestres.

Se pretende recuperar progresivamente los ecosistemas naturales, teniendo en cuenta el régimen histórico de uso, las demandas actuales de la población y las previsiones de cambio climático y régimen de incendios, con el fin último de restaurarlos completamente. Los objetivos se enmarcan, por tanto, plenamente en la restauración ecológica.

Marco legal

La definición de los objetivos y las actuaciones propuestas son coherentes con las políticas locales, autonómicas, estatales e internacionales y sus instrumentos estratégicos, destacando: la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y la Restauración Ecológicas; la Estrategia Valenciana de Prevención de Incendios Forestales y Adaptación al Cambio Climático Horizonte 2017-2020; el Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunidad Valenciana (PATFOR, 2013); la Norma de Gestión de la ZEC Muela de Cortes y el Caroché; los planes de prevención de incendios forestales de las demarcaciones correspondientes y de la Reserva Valenciana de Caza; así como los planes de gestión y funcionamiento específicos de la reserva.

Acciones de restauración

La actuación se planificó sobre 972 ha de la ZEC, entre principios de 2021 y el primer trimestre de 2022, aunque no se actuó en toda la superficie. Las acciones de restauración incluyeron:

- Recuperación de campos de cultivo abandonados y establecimiento de herbazales y pastizales: realización de tratamientos selvícolas (resalveo de carrascas, apeo y poda de pinos). En los casos de antiguas repoblaciones, dejando una densidad final de 100 pies/ha. Siembras de plantas forrajeras autóctonas de semillas de procedencia local y certificación ecológica.
- Modificación de la estructura de masas arbóreas para evitar la continuidad vertical y horizontal. Clareos y claras selectivas de pinos debilitados y los próximos a especies arbustivas de interés, hasta alcanzar densidades acordes a la potencialidad de la zona.
- Creación de zonas estratégicas de gestión. Desbroces en zonas clave para modificar los modelos de combustible más peligrosos y reducir el impacto de los incendios.
- Creación de corredores naturales. Desbroces entre las zonas gestionadas para favorecer el tránsito de los grandes herbívoros, el posterior mantenimiento de las actuaciones y el acceso al personal de la reserva.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

El proyecto integra la percepción de una gama amplia de partes interesadas, incluyendo a la población local, mediante el desarrollo de tres actividades complementarias:

- Proceso participativo realizado en el marco del proyecto de investigación Terecova, para identificar prioridades de restauración, ponderar servicios ecosistémicos y planificar las acciones de restauración en la Demarcación Forestal de Enguera.
- Taller participativo realizado en Bicorp, donde las partes interesadas debatieron sobre las prioridades de restauración y los servicios ecosistémicos provistos por los paisajes de la zona. Trabajo desarrollado por la Fundación CEAM y la Universidad de Alicante en el marco del proyecto COSTERA.
- Revisión del proyecto. El borrador de proyecto se envió a las partes interesadas con el fin de que analizaran sus contenidos y sugirieran modificaciones. Las sugerencias que el equipo redactor consideró viables se incluyeron en la versión definitiva de la propuesta.

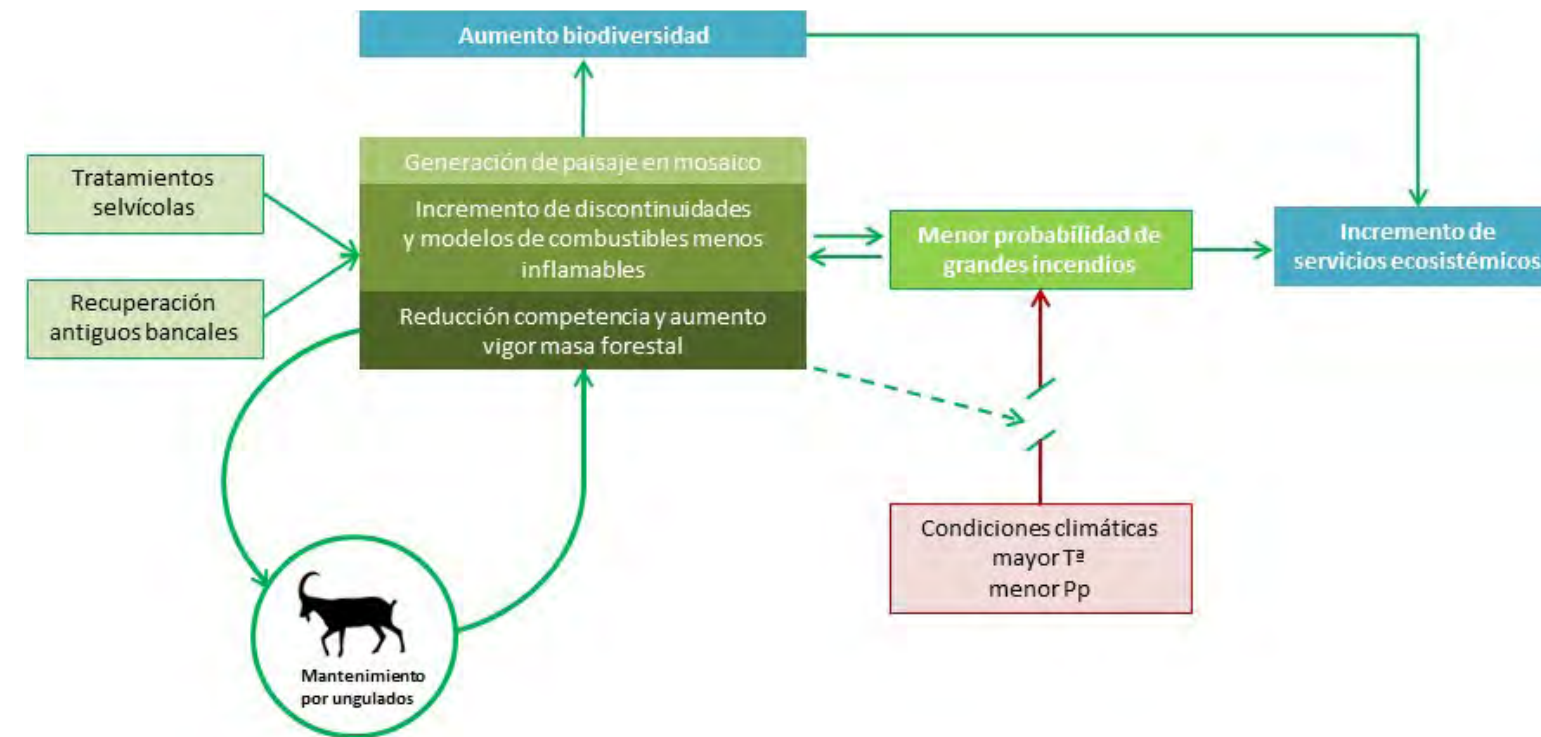


Figura III. Esquema de la solución propuesta. Autor: Ramón G. Pereira.



Figura IV. Rodal no intervenido de tratamientos selvícolas. Autor: Ramón G. Pereira.



Figura V. Rodal intervenido de tratamientos selvícolas. Autor: Ramón G. Pereira.

Seguimiento de la RE

Este proyecto presenta un plan de seguimiento que detalla, para cada uno de los objetivos específicos, un verificador, un indicador y una metodología. Así, se cuantificará el impacto de las acciones de restauración propuestas y las desviaciones producidas. Indicadores principales: número de hectáreas con especies características de los hábitats 6110* y 6220*, superficie de campos abandonados recuperados, modelos de combustibles, riqueza de especies, índice de contagio, simulación probabilística para comprobar la probabilidad de incendios y unidades forrajeras.

Mantenimiento

El plan de mantenimiento se encuentra descrito en la memoria del proyecto. Se aspira a reducir los recursos dedicados al mantenimiento de la obra en lo posible.

A corto plazo, se espera que el mantenimiento de los desbroces sea consecuencia de la actividad de los herbívoros silvestres presentes en la zona y, a medio y largo plazo, por el personal de la Reserva Valenciana de Caza de la Muela de Cortes, que cuenta con el personal y la maquinaria necesaria para realizarlo.

Desviaciones

La ejecución ha diferido en algunos aspectos respecto al planteamiento y objetivos establecidos en el proyecto. Las desviaciones producidas están relacionadas principalmente con el tamaño y localización de los desbroces en zonas estratégicas de gestión (ZEG), con la baja intensidad de corta en los rodales de tratamientos selvícolas y con la escasa superficie recuperada de campos de cultivo abandonados.

Se deben promover mecanismos para facilitar una mayor comunicación entre los ejecutores y los proyectistas del proyecto. En caso de que no se comparta opinión respecto a criterios técnicos concretos, debería existir un grupo de expertos que valore las opciones o planteamientos de ambas partes y pueda negociar una solución satisfactoria que permita alcanzar los objetivos del proyecto.

Evaluación final

El proyecto cuenta con un plan de seguimiento de dieciséis indicadores biológicos (riqueza florística, diversidad estructural, índices de rareza, endemismo, frecuentación, valor pastoral, cambios de modelos de combustible, probabilidad de generarse un megaincendio, etc.), que tiene como objetivo cuantificar objetivamente el impacto de las acciones de conservación ejecutadas.

Se han establecido dieciséis parcelas de seguimiento y se han registrado los datos *ex ante*. Está prevista la primera toma de datos de seguimiento posejecución en la primavera de 2023.



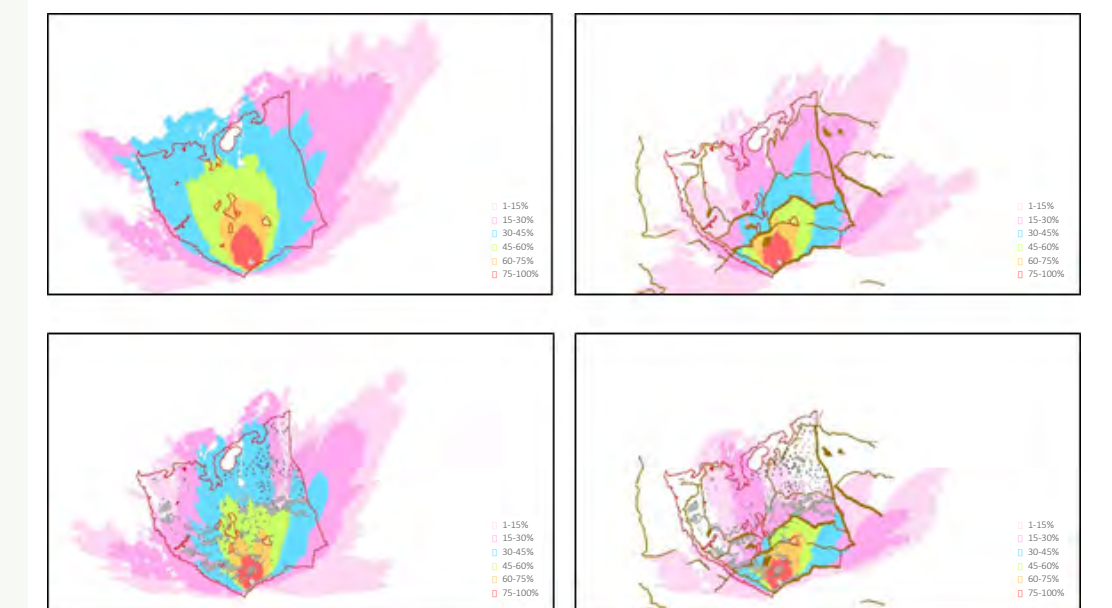
➤ **Figura VI.** Rodal de recuperación de antiguos bancales. **Autor:** Ramón G. Pereira.



➤ **Figura VII.** Desbroce ejecutado en una zona estratégica de gestión (ZEG). **Autor:** Ramón G. Pereira.



➤ **Figura VIII.** Taller realizado durante el proceso participativo en Bicorp. **Autora:** Karen Disante.



➤ **Figura IX.** Simulaciones probabilísticas de hectáreas quemadas en diferentes escenarios de incendio forestal. **Autor:** Ramón G. Pereira.

Persistencia de la zona restaurada

Los terrenos donde se realizó la actuación corresponden al Monte de Utilidad Pública V143. Según la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes, los montes incluidos en el catálogo son inalienables, imprescriptibles e inembargables, y no están sujetos a tributo alguno que grave su titularidad.

La acción combinada del ramoneo y pastoreo de los grandes herbívoros que habitan en la reserva y el mantenimiento periódico realizado por el personal de dicha reserva asegurará los niveles de heterogeneidad generados por la actuación.

La obra tiene como objetivo reducir la incidencia e impacto de incendios forestales, aunque la probabilidad de este tipo de eventos es elevada.

Presupuesto y financiación

Presupuesto de ejecución por base de licitación (IVA incluido): 1.133.622 €.

Proyecto cofinanciado por la Generalitat Valenciana (Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Sistemas de control

La fase de diseño del presente proyecto fue auditada, con resultado favorable, por NEPCON como proyecto piloto que cumple los «Estándares de WWF para la Certificación de Proyectos de Restauración de Ecosistemas Forestales» (2019), un sistema de certificación aplicable a los proyectos de restauración de ecosistemas forestales impulsado por WWF España, con el apoyo de la Fundación Biodiversidad.

El [documento que lo acredita](#) se puede consultar.

La fase de ejecución del proyecto también ha sido auditada con los mismos estándares de calidad.

Está pendiente la auditoría interna de la Generalitat Valenciana y de FEDER.

Cualificación del personal

Director del proyecto: Alberto Solana López (ingeniero técnico forestal).

Autores del proyecto: Ramón García Pereira (ingeniero de montes); Vicente Delatoro Torró (doctor en Biología); y Ciro Pascual Garrido (ingeniero de montes).

Dirección facultativa: **Javier Hermoso de Mena (ingeniero de montes).**

Ejecución: Tragsa tiene personal cualificado sobre el terreno.

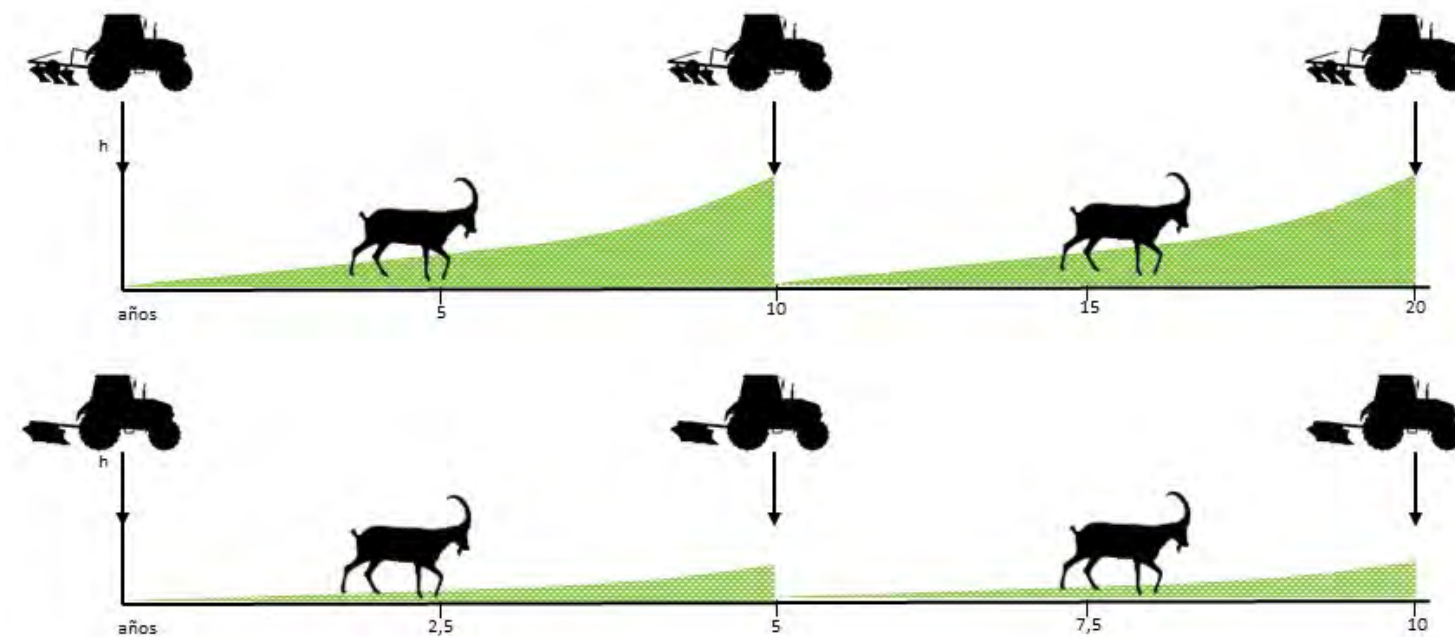


Figura X. Gráfico de los turnos de mantenimiento. Autor: Ramón G. Pereira.

Más información

Proyecto «[Actuaciones de restauración de hábitats de interés comunitario en la ZEC Muela de Cortes y el Caroché](#)».

Referencias:

Anónimo (2013) Memoria Técnica de la Norma de Gestión de los Espacios Protegidos de la Red Natura 2000 del Macizo del Caroig: Zonas Especiales de Conservación «Sierras de Martés y El Ave», «Muela de Cortes y el Caroché», «Valle de Ayora y Sierra del Boquerón», «Serra D'Enguera», «Sierra de Malacara», y Zonas de Especial Protección para las Aves «Sierras de Martés-Muela de Cortes», «Sierra de Malacara». Valencia: Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient, Generalitat Valenciana.

Carabassa Closa, V. *et al.* (2022) Estándares para la certificación de proyectos de restauración de ecosistemas forestales mediterráneos. 8.º Congreso Forestal Español. Disponible en: <https://8cfe.congresoforestal.es/sites/default/files/actas/8CFE-668.pdf>

Escrig del Valle, A. *et al.* (2013) Plan de prevención de Incendios forestales de la RV de Caza de la Muela de Cortes. Valencia: Conselleria de Infraestructuras, Territori i Medi Ambient y Conselleria de Governación, Generalitat Valenciana, VAERSA. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/285591746_Plan_de_Prevencion_de_Incendios_Forestales_de_la_Reserva_Valenciana_de_Caza_de_la_Muela_de_Cortes

García Pereira, R. *et al.* (2019) Fondos europeos y restauración de hábitats en la Comunidad Valenciana. Una oportunidad para la red natura 2000, *Revista Quercus*, 402. Disponible en: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172887620/2019+Art%C3%ADculo+revista+Quercus+n%C2%BA+402+Restauraci%C3%B3n+de+h%C3%A1bitats+valencianos+con++fondos+FEDER.pdf/9a41f20c-95be-45d9-8364-6eaded98c72f?t=1611745864754>

Autores: Jordi Cortina Segarra (Departamento de Ecología/IMEM, Universidad de Alicante); Karen Disante Bertone (Departamento de Ecología, Universidad de Alicante); y Ramón García Pereira (VAERSA).



Nombre del proyecto

NATURAQUA2000

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto presenta un enfoque holístico de la cuenca que incluye desde arroyos de alta montaña hasta la desembocadura, con especial atención a aquellos espacios incluidos en la Red Natura 2000 y los que actuarían como corredores o conexión entre ellos.

En el marco del proyecto se han desarrollado actuaciones en los municipios de Abarán (El Jarral, Parque de la Noria), Lorquí, Ceutí (Los Torraos y tramo comprendido entre ambas localidades), Molina de Segura (Las Peñetas), Murcia (Contraparada), Beniel (tramo urbano), Orihuela (molino de la ciudad) y Rojales (huertos urbanos). Las intervenciones han supuesto la restauración de más de 1,5 ha de bosque de ribera.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Asociación de Naturalistas del Sureste (en adelante, ANSE).

Entidad/es socia/s del proyecto

FontVella.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2020-2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

El río Segura es un río de tamaño medio que recorre el sureste ibérico, un territorio básicamente semiárido y con una profunda tradición agrícola. Este hecho, unido al denso poblamiento humano, se ha traducido en un nivel de presiones y aprovechamientos muy elevado frente a otros ríos de la península ibérica.

La mayor parte de las riberas de la cuenca del Segura se encuentran profundamente alteradas, de modo que las formaciones vegetales más singulares (bosques de ribera termófilos) han sido sustituidas por formaciones vegetales banales (carrizales de *Phragmites australis*) o incluso por especies exóticas invasoras como la caña (*Arundo donax*). Esta última provoca graves problemas ambientales, económicos y sociales en toda la cuenca, tales como reducción de la biodiversidad, aumento del riesgo de incendio e inundación y elevado consumo de agua, por lo que su control y gestión se ha convertido en una prioridad.

Ecosistemas afectados

Hábitat de agua dulce y bosques: principalmente «92A0. Bosques de galería con *Salix alba* y *Populus alba*» (hábitat raro no prioritario) y «92D0. Galerías y matorrales riparios meridionales» (hábitat raro no prioritario).

Motivación para desarrollar el proyecto

Las iniciativas de recuperación de la biodiversidad a través de iniciativas de restauración ecológica son relativamente recientes y prácticamente se iniciaron con la puesta en marcha de dos proyectos LIFE (Riverlink y Ripisilvanatura), que supusieron todo un cambio de paradigma en las actuaciones que desarrollaba la Confederación Hidrográfica del Segura.

Siguiendo la estela de estos proyectos, ANSE, que participó como entidad asociada en ambos casos, venía desarrollando diversas iniciativas de recuperación de los ambientes fluviales en colaboración con el Ayuntamiento de Murcia (desde 2013) y con la empresa pública Aguas de Murcia (desde 2017). También destaca el proyecto «Custodia Fluvial para la recuperación de la conectividad inter-autonómica», que contó con apoyo de la Fundación Biodiversidad. Todos estos proyectos e iniciativas distribuidos a lo largo del río Segura supusieron el punto de partida para plantear el proyecto «NATURAQUA2000: Corredores para la biodiversidad de la Red Natura 2000 en el río Segura» a la convocatoria de proyectos dirigidos a la preservación de la biodiversidad en ecosistemas ligados al agua dulce de la Fundación Biodiversidad y financiada por FontVella, del Grupo Danone. Y es que el proyecto forma parte de la apuesta de FontVella por colaborar con entidades que persiguen el propósito de mantener la naturaleza autóctona de zonas de España ricas en biodiversidad, preservando así el ciclo del agua dulce. De esta forma, la principal motivación para llevar a cabo este acuerdo de colaboración ha sido intentar actuar en zonas en riesgo, ya sea por posibilidad de desbordamiento de los ríos, cauce seco o pérdida de biodiversidad de su entorno.

Diagnóstico ecológico

El proyecto se desarrolla en la cuenca del Segura, incluyendo una selección completa de los ambientes desde los arroyos y ríos de montaña hasta la desembocadura, pasando por el curso medio y bajo del río Segura.

En la cuenca del Segura aparecen un total de sesenta hábitats incluidos en la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, de los cuales quince se consideran prioritarios, diecinueve son muy raros y trece de ellos son raros para la Región Biogeográfica Mediterránea. Los de mayor rareza suelen ubicarse en las zonas próximas a los cursos fluviales y las áreas bajas y cercanas a la costa.

La vegetación riparia del río Segura aparece como una formación arbórea o arbustiva frondosa de distribución lineal que serpentea los cauces y que contrasta fuertemente con el paisaje circundante dominado por condiciones áridas o semiáridas. La gran originalidad de la vegetación riparia del Segura se acentúa en su vega media y baja, donde el clima más cálido y árido ha permitido el desarrollo de comunidades vegetales de tendencias claramente norteafricanas, lo que acrecienta el valor de esta cuenca como puente cultural, climático y agroecológico entre los continentes de Europa y África.

Sin embargo, las presiones a las que estuvo sometido este ecosistema hicieron que el río Segura fuera uno de los ríos más contaminados de Europa, constituyendo todas las iniciativas de restauración y las mejoras e inversión en materia de depuración de aguas lo que ha mejorado considerablemente su estado ecológico.

Se presta especial atención al mantenimiento, conservación y mejora de las formaciones de galería. El proyecto plantea realizar actuaciones de seguimiento y mejora del hábitat de murciélagos forestales y del zarcero bereber, todas ellas especies amenazadas y protegidas por la legislación, y bioindicadoras de buena calidad del ecosistema ribereño.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Se trata de un proyecto que «recupera progresivamente los ecosistemas naturales», cuyos objetivos son:

- Reforzar, promover y ampliar acciones de restauración ecológica de los sistemas riparios fortaleciendo su resiliencia.
- Favorecer medidas que permitan avanzar hacia un estado de conservación favorable para los taxones vegetales amenazados asociados a los sistemas riparios.
- Identificar y promover medidas para la conservación de la biodiversidad asociada a los sistemas riparios.
- Promover la ampliación de la red de custodia preexistente.
- Poner en marcha una red de iniciativas de voluntariado a lo largo de la cuenca del Segura enfocada en los objetivos citados.
- Desarrollar un programa de educación ambiental en la «Red de escuelas Naturaqua2000».

Marco legal

Se ha tomado como base el Real Decreto 594/2014, de 11 de julio, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura. En el artículo 31 se incorpora la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos, la cual se centra tanto en la recuperación del cauce del río como en la recuperación de los ecosistemas de ribera degradados.

Acciones de restauración

El proyecto ha continuado las tareas de restauración ecológica de diferentes tramos del río Segura con el objeto de avanzar en su recuperación como corredor ecológico mediante el control de las especies exóticas invasoras o de aquellas más banales, apostando por la recuperación del bosque y formaciones de ribera, así como de sus elementos de la flora más singulares, como la caña judía (*Arundo micrantha*), el fresno (*Fraxinus angustifolia*) o el sauco (*Sambucus nigra*). En algunos casos, ha sido necesario recurrir a la solarización (tapar con cubiertas opacas tras el desbroce) para matar los rizomas de la caña como paso previo a la recuperación de las formaciones riparias.

Uno de los objetivos del proyecto era mantener y ampliar los acuerdos de custodia que se habían venido planteando con diferentes propietarios, asociaciones y administraciones en la cuenca del Segura. En el marco de estos convenios, varios ayuntamientos, que tienen transferidas las competencias en los tramos urbanos de los ríos o ayuntamientos que gestionan espacios verdes públicos próximos al río, han participado en la recuperación de los espacios riparios. También se ha brindado apoyo a iniciativas locales de custodia fluvial y de restauración. Además, se ha contado con la participación de propietarios privados que han colaborado en el mantenimiento de las restauraciones en zonas próximas a sus propiedades, mientras que otros han permitido la adopción de medidas de conservación de los murciélagos. Gracias a estos acuerdos, se ha establecido la reserva privada Molino Capel, que constituye una de las mejores formaciones de sauces (*Salix purpurea*) de la Región de Murcia con presencia de álamo bastardo (*Populus canescens*) y de murciélagos forestales. La colaboración con entidades como asociaciones de vecinos u otras organizaciones ambientales también ha permitido brindar apoyo desde el proyecto a iniciativas de restauración de los hábitats fluviales.

La implicación de todos ellos ha permitido superar las 3.000 unidades de plantones en 10 localizaciones, con unos resultados muy destacados en la mayor parte de los casos.

Junto a las restauraciones, se han hecho esfuerzos por conocer en mayor medida algunas especies de animales asociadas a bosques de galería en buen estado de conservación, como son el zarco bereber (*Iduna opaca*) y varias especies de murciélagos forestales. Dentro de Naturaqua2000 se realizaron dos censos en cuadrículas UTM 10 x 10 km, con presencia de hábitat poten-

cial para albergar la especie. Y es que el zarco bereber está altamente asociado a grandes formaciones de tarayales y otras especies riparias, actuando como especie bioindicadora de calidad. Estos censos han permitido conocer nuevos espacios con presencia de zarco, como es el límite entre Albacete y Murcia, numerosas ubicaciones en el Río Mula, y en el tramo final del río Segura, desde Orihuela hasta Guardamar.

En cuanto a murciélagos forestales, se instalaron 79 refugios artificiales de 5 modelos diferentes, de los que el 40 % registró alguna ocupación por murciélagos entre junio de 2020 y enero de 2023. Destaca entre ellas la primera cita para el sur de la península ibérica de murciélago de bosque ocupando un refugio artificial. Utilizando diferentes metodologías para maximizar la riqueza específica detectada (capturas, inspección de refugios potenciales y grabaciones con detectores de ultrasonidos), se muestrearon 61 localidades diferentes, distribuidas entre 11 municipios y 2 comunidades autónomas. Durante 62 sesiones de campo distintas, se capturaron 700 individuos y se detectaron 19 especies diferentes de quirópteros, destacando las primeras citas para el ámbito del estudio de cuatro especies forestales típicas: el murciélago de bosque, el nóctulo pequeño y los murciélagos ratoneros forestal y bigotudo.

Con objeto de caracterizar los refugios diurnos, se procedió al marcaje con radioemisores de 11 murciélagos de bosque, 4 nóctulos pequeños y 1 murciélago ratonero forestal. Se pudieron identificar varios refugios en grietas y oquedades de árboles añosos, pero el hallazgo más novedoso fue la localización de 5 murciélagos de bosque ocupando fisuras de cortados rocosos, lo que resulta poco habitual en una especie que mayoritariamente selecciona árboles viejos para cobijarse bajo sus cortezas desprendidas.

Cabe señalar que las actividades de voluntariado ambiental han sido uno de los motores de desarrollo del proyecto, tanto para acometer las intervenciones de restauración ecológica como para realizar los seguimientos de murciélagos forestales y el censo de zarco bereber.

Por último, a través de la educación ambiental se ha creado el germen de la «Red de escuelas Naturaqua2000». Distintas actividades orientadas al conocimiento, difusión de sus valores, conservación y ampliación, mediante repoblaciones del ecosistema ripario del río Segura han hecho que casi 1.400 alumnos de 15 centros educativos hayan participado en la protección y restauración del ecosistema de ribera, siendo ellos ahora los encargados de realizar las labores de seguimiento y mantenimiento de las plantaciones.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se ha fomentado una red de entidades de voluntariado a lo largo de la cuenca. Por ello, muchas actividades han sido realizadas en colaboración con numerosas entidades (principalmente ayuntamientos), desde empresas y asociaciones hasta centros educativos.

Previo al proyecto, se mantenía contacto con personas implicadas en la conservación del río, desde propietarios privados hasta comunidades de regantes, pasando por ayuntamientos y asociaciones dedicadas a la defensa del medio ambiente. Se contó desde un inicio con el apoyo de todas ellas y otras muchas fueron adhiriéndose posteriormente.

Seguimiento de la RE

El aumento y mantenimiento de los acuerdos de custodia permitirá realizar un correcto seguimiento de la evaluación del proyecto, pues se podrán seguir realizando labores de mejora del ecosistema en años posteriores. Se continuará con los seguimientos y descripción de la comunidad de murciélagos asociada a este tipo de hábitats y con la colocación de refugios para murciélagos gracias a los nuevos convenios firmados dentro del marco del proyecto. A largo plazo, se podrá hacer una comparativa de las zonas que presentan poblaciones de zarco bereber, al ser una especie bioindicadora de buena calidad del hábitat fluvial. Mediante el seguimiento de la ocupación de los refugios para murciélagos instalados se evaluará su éxito como lugares de descanso o cría de murciélagos, todos ellos altamente amenazados. En cuanto a las plantaciones realizadas, la tasa de supervivencia será el indicador que nos diga el éxito de la actuación (superior al 50 %).

Mantenimiento

En la acción de restauración ecológica del proyecto se contempla el mantenimiento de las plantaciones. Por ello, tanto durante el proyecto como en años posteriores, la asociación se compromete a realizar desbroces, riegos y reposición de marras de las zonas de actuación. El número de desbroces dependerá de las zonas de actuación, esto es, donde se ha solarizado previamente el suelo.

Para acabar con los rizomas se actuará muy puntualmente si existe algún pequeño rebrote de caña, mientras que en las zonas donde se han realizado desbroces de caña se trabajará de manera más intensa en el mantenimiento. De igual forma, el riego será mayor en la vega media y baja de la cuenca del Segura, donde las temperaturas son más elevadas y las lluvias más escasas. No obstante, se cuenta con el apoyo de ayuntamientos y propietarios en el mantenimiento en numerosas zonas de intervención.

Desviaciones

El proyecto se inició en 2020 y tuvo que lidiar con la emergencia sanitaria producida por la pandemia de COVID-19, lo que obligó a una modificación de las acciones y su temporalización, ampliando el desarrollo del proyecto hasta septiembre del 2022.

Se vieron especialmente limitadas las intervenciones en centros educativos y actividades de voluntariado. No obstante, toda actividad contemplada en el cronograma ha podido ser realizada, aunque su desarrollo se haya visto retrasado y el número de participantes haya sido inferior al previsto en el cronograma inicial.

Evaluación final

Las labores de restauración de bosque de ribera han sido realizadas dentro de una red de voluntariado que ha contado con la participación de múltiples centros educativos, asociaciones y empresas. Se ha restaurado una superficie de más de 1,5 ha de bosque de ribera y se ha avanzado en el conocimiento de especies de fauna de las que hasta muy recientemente se sabía bien poco, aportando datos de gran relevancia para su protección e instaurando medidas efectivas para su conservación.

Además, Naturaqua2000 ha servido no sólo para continuar los esfuerzos de recuperación de la biodiversidad en la cuenca del Segura, sino que ha actuado como impulsor de nuevas iniciativas. Así, ANSE ya está trabajando en el establecimiento de casi 2.000 árboles de ribera en la devolución del consumo anual de la planta de Alvalle al río Segura. A su vez, ANSE, junto con ADEGA, Fundación Limne, Grup de Natura Freixe y Red Cambera están desarrollando un proyecto innovador denominado Fluviatilis para adaptar los ríos al cambio climático en Cantabria, Catalunya, Comunitat Valenciana, Galicia y Región de Murcia. Esta iniciativa cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del MITECO en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado con fondos Next Generation EU.

Como principal intervención del proyecto en la Cuenca del Segura está prevista la transformación de 3,5 ha de antiguos regadíos en un nuevo bosque de ribera dentro de la Reserva Natural de Cañaverosa. Finalmente, algunos ayuntamientos ya están planteando el mantenimiento de las zonas restauradas. Precisamente, los ayuntamientos de la Cuenca del Segura están empezando a asumir el mantenimiento de los tramos urbanos de los ríos, lo que plantea un nuevo escenario (y nuevos actores) para la gestión de los espacios fluviales.

Persistencia de la zona restaurada

- El establecimiento de nuevos acuerdos de custodia en zonas de alto valor ecológico o incluidas en la Red Natura 2000 garantizará la conservación de las restauraciones a largo plazo, pues ANSE continuará desempeñando labores de mantenimiento y mejora de estos espacios. Se han firmado acuerdos y contado con el apoyo de 12 ayuntamientos, 6 asociaciones y 16 centros educativos, que mantienen su compromiso en el mantenimiento en la medida de lo posible de las zonas donde fueron partícipes del proyecto.

Presupuesto y financiación

Presupuesto: 107.850 €. Fuente de financiación: FontVella.



➤ **Figura I.** Resultado de la actuación de restauración del bosque de ribera en las inmediaciones de la ETAP de la Contraparada: solarizado de la zona a restaurar (izquierda) y estado de la plantación tres años después de la plantación (derecha). **Autoría:** ANSE.

Sistemas de control

No se ha empleado ningún estándar ni sistema de certificación.

Cualificación del personal

El proyecto ha sido desarrollado por un equipo de biólogos, operarios forestales, ambientólogos y geógrafos con amplia experiencia de más de una década en la restauración de ecosistemas fluviales, seguimiento de fauna y custodia del territorio a través de proyectos LIFE como Riverlink o Ripisilvanatura, convenios con ayuntamientos y proyectos con apoyo de la Fundación Biodiversidad. ANSE cuenta con casi cincuenta años de experiencia trabajando en el estudio, conservación y recuperación de los valores naturales del sureste ibérico.

Más información

Web: <https://www.asociacionanse.org/proyectos/naturaqua2000/>

Autores: Jorge Sánchez Balibrea (ANSE); y Nerea Martínez Arnal (ANSE).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL PARQUE NACIONAL NONGUÉN (CHILE)

Localización/Ámbito de actuación

Se trata de un caso en Chile, dentro de la región de Biobío. El proyecto se desarrolla en el parque nacional Nonguén, enclavado en las comunas de Hualqui, Chiguayante y Concepción. Abarca una superficie de 3.036,9 ha. La ciudad de Concepción es una de las más importantes de Chile; se trata de un espacio protegido de alto valor ecológico adyacente a la ciudad.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Laboratorio de Ecología de Paisaje (LEP) de la Universidad de Concepción.

Entidad/es socia/s del proyecto

Empresa Eléctrica Transelec S. A. y Corporación Nacional Forestal (CONAF) del Ministerio de Agricultura.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1 de enero de 2011-31 de diciembre de 2025.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendio forestal ocurrido en el año 1999.

Ecosistemas afectados

Bosque nativo de *Nothofagus obliqua*, *Nothofagus alpina*, *Nothofagus dombeyi* y especies acompañantes.

Motivación para desarrollar el proyecto

La empresa eléctrica Transelec S. A. adquiere un compromiso ambiental en el año 2010, para realizar medidas de compensación orientadas a mitigar los efectos de uno de sus proyectos energéticos (instalación de líneas de transporte de energía eléctrica). Para ejecutar las medidas antes mencionadas, se propuso la recientemente creada Reserva Nacional Nonguén, administrada por la CONAF, la cual poseía áreas degradadas e invadidas por especies exóticas como *Acacia melanoxylon* y *Pinus radiata*, lo que conllevó a la fragmentación de los ecosistemas boscosos presentes.

Diagnóstico ecológico

Este espacio protegido alberga bosques caducifolios nativos propios de la cordillera de la Costa, en la región de Biobío. Se trata de bosques dominados por distintas especies del género *Nothofagus* que alternan con otras especies acompañantes. Estas masas casi han desaparecido totalmente por cambios de uso del suelo: cultivos agrícolas y plantaciones forestales (principalmente de eucaliptos [*Eucaliptus sp.*] y pino de California [*Pinus radiata*]).

Existe un gran problema de invasiones biológicas en las regiones mediterránea y templada de Chile, en particular de las especies de flora que se han introducido para su cultivo o naturalizadas de forma accidental, capaces de colonizar zonas perturbadas (bordes de caminos, zonas rozadas, incendios, etc.). En 1999 se produjo un gran incendio que devastó 700 ha. El área incendiada fue posteriormente colonizada por el aramo (*Acacia melanoxylon*) y, en menor medida, por el pino de California (*Pinus radiata*), ambas especies invasoras muy agresivas en esta zona, impidiendo la colonización y desarrollo de las especies nativas.

Se establecieron parcelas de muestreo a fin de generar la línea base para diversos indicadores de éxito de restauración. Las parcelas de línea base fueron establecidas en áreas invadidas por *A. melanoxylon* y *P. radiata*, previo a la cosecha de estos. Dentro de las variables medidas se encuentran la riqueza de especies (formas de vida), la humedad y la temperatura del suelo, la materia orgánica, la cobertura de copas, la presencia de disturbios, etc. Estos indicadores han permitido evaluar periódicamente los sitios restaurados, contrastándolos con el ecosistema de referencia.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

La actuación dentro del espacio protegido es limitada dada su extensión y presupuesto/superficie de restauración. En primer lugar, se desarrolla una labor de priorización para identificar sobre qué zonas sería más necesario actuar.

Se trata de zonas incendiadas y posteriormente colonizadas por especies invasoras o con cultivos forestales; también de especies alóctonas, que resultan ser las



➤ **Figura 1.** Zona invadida por aramo australiano (*Acacia melanoxylon*) en el Parque Natural Nonguén. Se puede apreciar la densidad monoespecífica de la formación. **Autor:** Cristian Echevarría.

zonas más perturbadas del espacio natural. El ecosistema de referencia está en el propio entorno; se trata de un bosque caducifolio nativo. Por lo tanto, el objetivo es la restauración ecológica del bosque nativo en áreas críticas y eliminación y control de las especies invasoras.

Marco legal

Ley 19.300, de bases generales del medioambiente, del Estado de Chile. Medida de compensación ambiental según el Decreto 40 del Ministerio del Medio Ambiente, que establece el Reglamento del Sistema de Evaluación del Impacto Ambiental.

Acciones de restauración

Zonificación

La selección de los sitios para realizar la restauración ecológica se basó en el criterio de la conectividad de fragmentos de bosque nativo, los cuales se encontraban aislados por la invasión de individuos de *P. radiata* y *A. melanoxylon*. Además, la restauración de estos sitios ha permitido conectar diversos ecosistemas boscosos, facilitando el movimiento de fauna y la dispersión de semillas entre ellos.

Preparación del sitio

Las acciones consideraron la habilitación de los sitios seleccionados mediante el roce, cosecha y triturado de material vegetal exótico, el cual ha sido esparcido por el sitio previo a la plantación con el fin de mantener las condiciones de humedad de suelo y evitar el rebrote de las especies invasoras. Las tareas de habilitación culminarán con el control mecánico de todas las especies invasoras presentes.

Adquisición de plantas

Las plantas de las especies utilizadas para la restauración ecológica fueron adquiridas en viveros forestales cercanos a la Reserva Nacional Nonguén (hoy, parque nacional), con el fin de asegurar que la procedencia del material genético con el cual fueron producidas estas plantas se correspondiera con las presentes en la zona a restaurar.

Plantación de especies nativas y control de invasoras

La plantación de especies nativas se desarrolló en los meses invernales, replicando el patrón espacial, además de la riqueza y abundancia de especies arbóreas obtenido desde el ecosistema de referencia. Finalmente, a inicios de primavera, posterior a la plantación de las especies, se han realizado controles mecánicos adicionales con el fin de evitar la proliferación de especies invasoras durante la época estival.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se generan informes trimestrales en los que se reportan a la empresa mandante (Transec S. A.) las actividades realizadas en el periodo. Además, regularmente se han realizado visitas conjuntas a los sitios restaurados para que la empresa mandante perciba *in situ* los avances del proyecto. Finalmente, se realiza una permanente difusión del proyecto en las redes sociales del laboratorio para que la comunidad en general tenga conocimiento de las actividades realizadas.

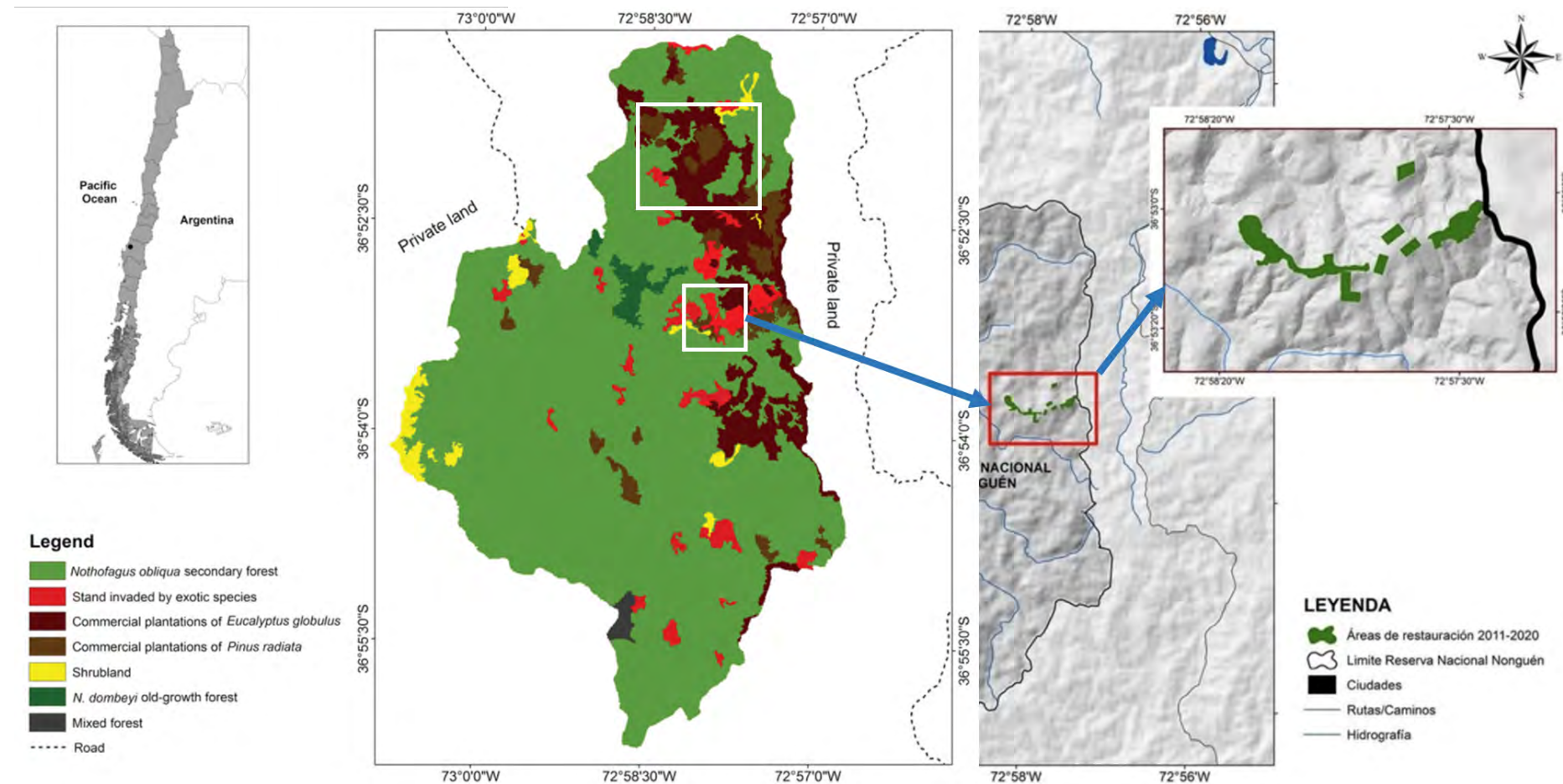


Figura II. En la esquina superior izquierda aparece la ubicación del Parque Natural Nonguén en el contexto chileno. En el centro del mapa tenemos la ubicación de los tipos de hábitats del espacio protegido. En base a este mapa, se realizó un análisis espacial entre los tipos de contactos entre hábitat para establecer un índice de contraste. A mayor contraste, hay zonas de menor permeabilidad de borde, es decir, el flujo de procesos ecológicos y especies especialistas entre ecosistemas es limitado o nulo, frente a las zonas de bajo contraste, donde no se ve afectada la permeabilidad para estos flujos y movimientos. En base a este análisis se identifican dos zonas potenciales de restauración (polígonos marcados en blanco). Posteriormente, en base a esta selección, se identifica el polígono inferior como zona final de actuación. En el mapa de la derecha se muestran las zonas restauradas en el periodo 2011-2020. Autores: i) Echeverría, Gatica y Fuentes (2013); ii) Echeverría et al. (2021).

Seguimiento de la RE

Se utilizaron indicadores según los atributos de la biodiversidad. Para composición se utilizó: riqueza de especies, especies dominantes, proporción de especies exóticas y nativas y formas de vida. Para estructura se usó: densidad, variación en rangos de altura, cobertura arbustiva y número de estratos. Para función se usó: interacción interespecífica y regeneración de especies nativas.

Mantenimiento

A través del tiempo, se han establecido parcelas de monitoreo (500 y 1.000 m²) de los individuos plantados en los diversos sitios restaurados. Lo anterior, con el fin de evaluar la sobrevivencia de los individuos y medir los indicadores de éxito de la restauración. La frecuencia de estos monitoreos es de dos meses y los resultados de la evaluación han sido entregados en los informes técnicos trimestrales a la empresa mandante. Por otra parte, se han establecido es-

quemadas de mantenimiento de los sitios plantados, los cuales conllevan principalmente dos actividades: i) replante de los individuos muertos durante la época anterior; y ii) control de las especies invasoras que compiten con los individuos plantados, dentro de las cuales se cuentan *A. melanoxylon*, *P. radiata* y *R. ulmi-folius*.

Desviaciones

Las principales desviaciones surgidas en el proyecto han tenido relación con eventos meteorológicos anormales, como precipitaciones intensivas en cortos periodos de tiempo, las cuales han saturado el suelo, dificultando el tránsito de maquinaria pesada en las labores de habilitación de los sitios. Una segunda desviación tiene relación con la disponibilidad de plantas adquiridas para la plantación, ya que, al estar restaurando dentro de un área protegida, se debe asegurar que la procedencia de estas plantas sea de zonas cercanas a los sitios restaurados, disminuyendo considerablemente la probabilidad de poder adquirir las.

Las lecciones aprendidas tienen relación con la planificación anual de las actividades (en la medida de lo posible), con el fin de ir identificando anticipadamente los posibles problemas que se puedan ir presentando. Además, la planificación adecuada de las actividades permite generar alternativas que pueden subsanar los problemas que se vayan presentando; por ejemplo, cambiar un tipo de equipo de maquinaria por otro, dependiendo de las condiciones del sitio, o cambiar el método de trabajo en terreno. Con respecto a la disponibilidad de plantas, se decidió trabajar anticipadamente con diversos viveros de la zona (de preferencia durante el año anterior), para fomentar las labores de recolección de semillas en sectores cercanos a los sitios a restaurar. Lo anterior ha permitido obtener un banco de semillas suficiente para la producción de las plantas necesarias en la siguiente temporada.

Evaluación final

A la fecha, la evaluación integrada revela qué indicadores y atributos de la biodiversidad se encuentran más alejados del ecosistema de referencia. Después de tres años, se ha podido restablecer la riqueza de especies nativas, pero la densidad de estas sigue siendo inferior con respecto a la de las especies exóticas invasoras. Se observa una mayor complejidad ecológica del ecosistema bajo restauración, dada por una diversidad estructural tanto horizontal como vertical.

Persistencia de la zona restaurada

La Corporación Nacional Forestal, al ser la entidad que administra el parque nacional Nonguén, se ha comprometido a realizar el seguimiento y mantenimiento de los sitios restaurados una vez que haya finalizado el convenio entre el Laboratorio de Ecología del Paisaje y la empresa Transelec S. A.

Presupuesto y financiación

El presupuesto del proyecto de restauración ha sido de 21.000 €/ha. (394.800 €). El financiamiento de este proyecto ha sido aportado en su totalidad por la empresa eléctrica Transelec S. A.

Sistemas de control

El proyecto de restauración del parque nacional Nonguén se ha enmarcado dentro de los ocho principios que reconocen los estándares de la Sociedad de Restauración Ecológica (SER, 2019). Por ejemplo, el proyecto, a lo largo del tiempo, ha involucrado a diversos actores en el trabajo realizado, con el fin de lograr el éxito de este y, a la vez, ir generando nuevo conocimiento acerca de la restauración ecológica. Dentro de estos, se cuentan académicos, tomadores de decisiones, instituciones públicas y usuarios finales como lo es la CONAF, que administra el parque. Además, desde el año 2018, el diseño de la restauración se ha basado en un ecosistema de referencia, el cual fue caracterizado en un sector más conservado dentro del mismo parque. Este ecosistema de referencia ha permitido la planificación y diseño de los trabajos en los nuevos sitios restaurados a la fecha. Finalmente, y entre otros principios en los que se ha basado este proyecto, los sitios restaurados son constantemente evaluados a partir de diversos indicadores, los cuales han permitido evaluar el éxito de la restauración y la proximidad a la consecución de los objetivos trazados al comienzo del proyecto.

Cualificación del personal

El proyecto de restauración del parque nacional Nonguén ha sido liderado por Cristian Echeverría, quien tiene una experiencia de al menos veinte años en diversos proyectos de restauración ecológica en Chile. Echeverría, además, posee la certificación de practicante de restauración (CERP, por sus siglas en inglés), otorgado por la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER). Además, este proyecto ha permitido el desarrollo de tesis de pre- y posgrado, las cuales han estado enfocadas en evaluar el éxito de la restauración, el efecto de la restauración sobre los nuevos corredores biológicos generados y el efecto de la restauración sobre el secuestro de carbono.

Más información

Referencias:

Echeverría, C., Gatica, P. y Fuentes, R. (2013) Habitat edge contrast as an indicator to prioritize sites for ecological restoration at the landscape scale, *Natureza & Conservação*, vol. 11, pp. 170-175. Disponible en: <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.2013.026>

Echeverría, C. et al. (2021) *Más allá de la deforestación: restauración ecológica de bosques nativos en el Parque Nacional Nonguén, Chile. Primera Edición*. Concepción: Universidad de Concepción.

Libro *on line*: *Más allá de la reforestación: restauración ecológica de bosques nativos en el Parque Nacional de Nonguén, Chile*. Disponible en: <https://www2.udec.cl/~crisecheverria/downloads/files/Libro%20Echeverria%CC%81a%20et%20al%202021.pdf>

Web: Laboratorio de Ecología de Paisaje (LEP), www.lep.udec.cl

Autor: Cristian Echeverría Leal, Rodrigo Fuentes Robles y Esteban Bustamante Romero (Laboratorio de Ecología de Paisaje, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción [Chile]).



Nombre del proyecto

OPEN2PRESERVE: LA EXPERIENCIA PILOTO EN ANDALUCÍA

Localización/Ámbito de actuación

La **experiencia piloto** (en adelante, **EP**) en Andalucía del proyecto Open2preserve se localiza en la sierra de los Filabres, término municipal de Alcóntar (Almería). El ámbito de actuación es aplicable al resto de la sierra de Filabres y a la comarca agraria del valle del Almanzora, donde se sitúa la EP, y es extrapolable al resto de las montañas mediterráneas de clima seco-semiárido (**figura 1**).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC, Estación Experimental del Zaidín) y Consejería de Medioambiente y Ordenación del Territorio (Junta de Andalucía).

Entidad/es socia/s del proyecto

Universidad Pública de Navarra (coordinador), Instituto Politécnico de Bragança IPB Portugal, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, CSIC, Chambre d'agriculture des Pyrénées Atlantiques, Centre National de la Recherche Scientifique, Fundación Centro Tecnológico da Carne, Universidade de Santiago de Compostela, Universitat Autònoma de Barcelona, Fundació d'Ecologia del Foc i Gestió d'Incendis Pau Costa Alcubierre, Instituto Navarro de Tecnologías e Infraestructuras Agroalimentarias, Société d'élevage des Pyrénées Orientales, Junta de Andalucía CMAOT.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1 de marzo de 2018-31 de diciembre de 2021.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca. Se trata de espacios matorralizados por el abandono de prácticas agrarias tradicionales, rodeados de repoblaciones de *Pinus halepensis* L. (sin manejar), que acumulan gran cantidad de combustible, lo que implica un elevado riesgo de incendio. El pastoreo queda impedido por la alta densidad del matorral.

Las zonas próximas a la EP (sierra de Filabres), además, deberán incluir el **Grupo II. Industria extractiva**. Históricamente, en estas zonas se ha desarrollado la actividad minera, con bastante peso en la actividad económica de la zona.

Ecosistemas afectados

La experiencia se sitúa en la zona de influencia de dos enclaves declarados como Zonas de Especial Conservación (ZEC), Calares de Sierra de los Filabres (ES 6110013) y Parque Natural de Sierra de Baza (ES6140001). La vegetación actual está formada por matorrales seriales: aulagares-romerales y espartales, caracterizados por la aulaga (*Genista scorpius*) y el esparto (*Macrochloa tenacissima*), respectivamente.

Ambas formaciones vegetales están clasificadas como hábitats de interés comunitario (HIC). Los espartales se incluyen dentro del HIC «**6220. Pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales**», subtipo 3: pastizales vivaces neutro-basófilos dominados por gramíneas altas (*), alianza *Helictotricho filifolii-Stipetum tenacissimae* (Costa, Peris y Stübing, 1989). Los aulagares se incluyen dentro del HIC «**5330 Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos**», subtipo 6: comunidades preestépicas mesomediterráneas semiáridas: *Genista scorpii-Retametum sphaerocarpaceae* (Rivas-Martínez, 1986) y *Helianthemo almeriensis-Sideritetum pusillae* (Alcaraz *et al*, 1989).

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación del proyecto se basa en la estrategia de la Administración pública europea de establecer la cooperación entre los países del territorio comunitario mediante el programa Interreg Sudoe, dirigida a encontrar, de forma conjunta, soluciones eficientes a problemáticas comunes: escasa inversión en investigación y desarrollo, baja competitividad de la pequeña y mediana empresa y exposición al cambio climático y a los riesgos ambientales. El proyecto Open2preserve se centra en la prioridad establecida por el programa de «medio ambiente y eficiencia de recursos», y utiliza la herramienta de **herbivorismo** pírico (en adelante, **HP**) para prevenir incendios forestales y mejorar la biodiversidad de espacios abandonados de montaña, aspectos que redundan de forma indirecta en otras prioridades de este programa, como la lucha contra el cambio climático, y en valorar alternativas del uso económicamente rentables para la población rural, en el caso de Andalucía la creación de pymes de herbivorismo pírico.

Diagnóstico ecológico

La EP se seleccionó como zona para la restauración por presentar: riesgo de incendio (alta carga de combustible, proximidad de repoblaciones sin tratamientos); baja riqueza y diversidad florística; abandono de las prácticas agrícolas y pastorales (nulo uso); y, además, por encontrarse en una zona de influencia de dos espacios de interés ecológico.

En ella dominan las rocas carbonatadas, puntualmente, entremezcladas con rocas silíceas. La zona presenta fuertes pendientes (hasta del 87 %), con abundantes afloramientos rocosos, suelos poco desarrollados de baja fertilidad y fuertemente degradados. El clima es seco con clara influencia semiárida, veranos cortos, calientes y áridos, e inviernos largos, fríos y secos, con heladas frecuentes (-5 °C). Las temperaturas medias oscilan entre 3 °C y 33 °C y la precipitación cerca de 400 mm, aunque durante el estudio fue menor (como máximo, 270 mm).

La vegetación potencial pertenece a los encinares basófilos de media montaña, de la serie mesomediterránea bética seca-subhúmeda de la encina (*Paeono coriaceae-Querceto rotundifoliae* S. Faciación típica). Actualmente, el paisaje está formado por matorrales seriales y repoblaciones de los años ochenta. Previo a la acción de restauración (HP), la vegetación estaba dominada por matorrales de cobertura densa, donde se mezclan: aulagares (*Genista scorpius*), espartales (*Macrochoa tenacissima*) y lastonares (*Helictotrichon filiformis*); acompañan diversas plantas: *Helianthemum almeriense*, *Bupleurum spinosum*, *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula lanata*, *Salvia lavandulifolia*, *Linum suffruticosum*; y las herbáceas: *Koeleria vallesiana*, *Dactylis glomeratum* subsp. *hispanica* o *Poa bulbosa*.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El **objetivo general** de este proyecto es aplicar la herramienta de silvicultura denominada «herbivorismo pírico» (HP), la cual combina las quemas prescritas seguidas de pastoreo para la creación de paisajes abiertos en zonas de montaña en abandono. Sus **objetivos específicos** son: i) **prevenir los incendios forestales** (disminución del combustible vegetal); ii) **incrementar la diversidad** de los ecosistemas; iii) **incrementar la calidad de pastos**; y iv) dar una **alternativa de uso** al territorio (la fijación de la población rural) a través de la identificación de una **estrategia de valorización** de dicho modelo, que en Andalucía se centró el desarrollo de **pymes de HP**. Para lograr estos objetivos se creó un consorcio entre organismos de investigación, Administración pública y agrupaciones ganaderas.

Metas:

- Ecológica. «Establecer una EP en Andalucía de HP». La meta cuantificable es el establecimiento de un ecosistema vegetal: i) abierto con coberturas arbustivas medias (< 45 %); ii) con diversidad vegetal; y iii) adecuada calidad de los pastos.

- Social. «Identificar estrategia de valorización con sostenibilidad socioeconómica». En Andalucía se evaluó la idoneidad de pymes de herbivorismo pírico. Como metas: i) implantar el pastoreo; y ii) llevar a cabo un análisis DAFO de la estrategia. El ecosistema de referencia sería: un paisaje en mosaico en el que se entremezclen diferentes comunidades vegetales con baja carga de combustible, con más diversidad florística y calidad del pasto. Constituido por comunidades subseriales y seriales, dominadas, principalmente, por leguminosas y herbáceas perennes que alternan con árboles dispersos (encinas).

Objetivo de la restauración a lo largo del continuo. Por el momento, esta experiencia se encuentra dentro del marco de las **etapas de remediación y rehabilitación**, y comprende: i) mejora de la gestión de espacios seminaturales mediante la aplicación de la herramienta de HP; ii) reparación de la funcionalidad de los ecosistemas (la quema prescrita elimina la continuidad del matorral de nulo uso); y iii) se inicia la recuperación de los ecosistemas naturales. En el futuro, el pastoreo permitirá la recuperación progresiva de los ecosistemas naturales, paso incluido en la etapa final de restauración ecológica.

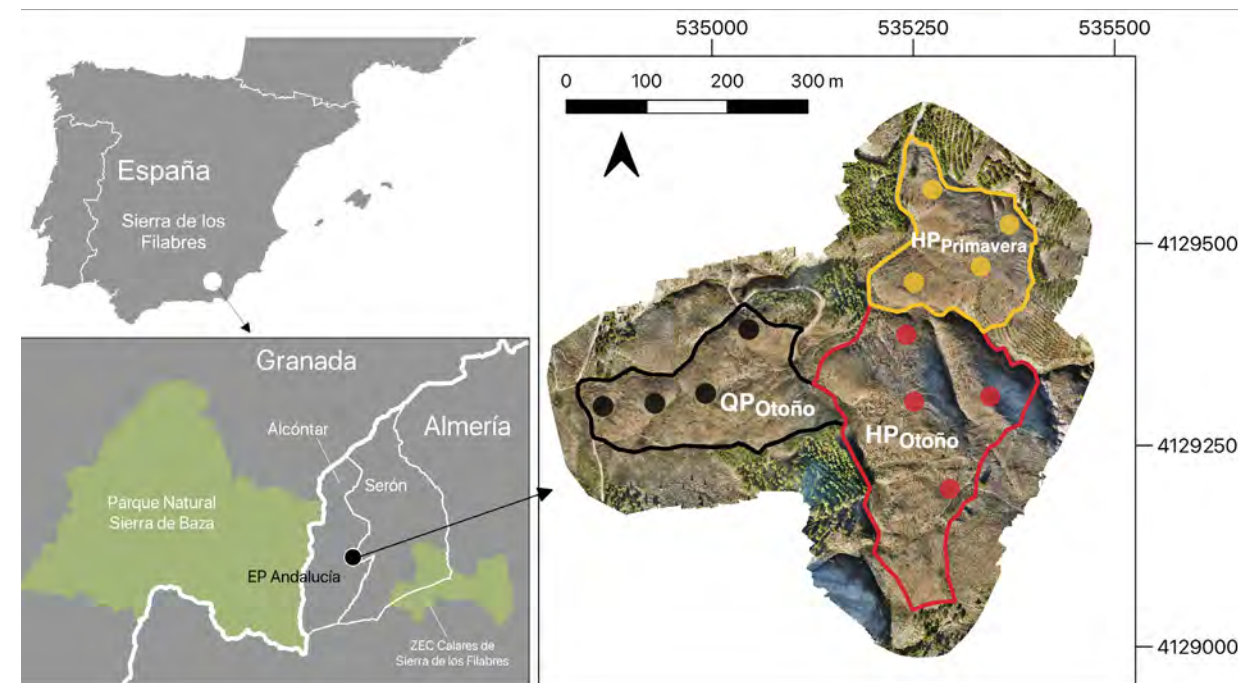
Marco legal

Legalmente las quemadas controladas están permitidas en Andalucía (Decreto 247/2001, de 13 de noviembre, por el que se aprueba el Reglamento de Prevención y Lucha contra los Incendios Forestales, Junta de Andalucía), aunque no se realizan debido a las trabas burocráticas, la falta de conocimiento de la práctica por parte de la población rural y el rechazo social.

Además, la explotación ganadera deberá cumplir: i) requisitos sanitarios a nivel nacional que establece la Ley 8/2003, de 24 de abril, de sanidad animal; ii) inscripción en el registro general de explotaciones ganaderas (REGA) (Real Decreto 479/2004, de 26 de marzo, por el que se establece y regula el Registro general de explotaciones ganaderas); y iii) el Registro Único de Ganadería de Andalucía (Decreto 65/2012, de 13 de marzo, por el que se regulan las condiciones de sanidad y zootécnicas de los animales).

Acciones de restauración

Para lograr los objetivos de prevención de incendios (1) e incrementar la biodiversidad (2) se realizaron las actuaciones de: a) QP y b) HP (**tabla I**). Para ello, se zonificó la EP según el siguiente diseño (véase la **figura I**): se actuó sobre una superficie de 11,8 ha distribuida en tres zonas: zonas 1 y 2, quemadas prescritas (en adelante, QP) en otoño (QP-OT: 18 de diciembre de 2018); y la zona 3 con QP en primavera (QP-PR: 7 de mayo de 2019). En la zona 1 (3,5 ha) sólo se realizó la QP, mientras que en las zonas 2 (QP-OT: 2,9 ha) y 3 (QP-PR: 5,6 ha) se aplicó el HP (quema y pastoreo).



➤ **Figura I.** Situación de la zona de restauración ecológica: Barranco de Domene (Sierra de los Filabres, Alcóntar, Almería). Zona de influencia de la ZEC de los Calares de Sierra de los Filabres (Almería) y el parque natural de Sierra de Baza (Granada). Mapa de la EP en Andalucía (EP Andalucía) del proyecto Open2preserve (Interreg Sudoe). Derecha de la figura: Diseño experimental de la zona de RE, tratamientos: i) quema prescrita en otoño (QP otoño); ii) herbivorismo pírico de otoño (HP Otoño); iii) HP de primavera (HP Primavera). Los círculos corresponden a las parcelas de seguimiento de 500 m², cuatro por tipo de tratamiento: 1) QP Otoño, 2) HP Otoño, 3) HP Primavera. **Autor:** Antonio J. Pérez Luque.



➤ **Figura II.** Primer paso de la restauración ecológica: quema prescrita en una zona altamente matorralizada, con peligro de incendio y nula capacidad de uso. Realizada por el grupo de técnicos especialistas de quemadas del CEDEF de Serón dispositivo del INFOCA (Almería). (Proyecto Open2preserve-Interreg Sudoe). **Autor:** J. L. González Rebollar.

Se pretende comparar, por un lado, el efecto de la QP frente al HP y, por otro, el efecto de las distintas fechas de quema (otoño y primavera). En ambos casos, sobre los parámetros florísticos y estructurales de la vegetación y parámetros fisicoquímicos del suelo.

Tras la quema se realizó el pastoreo. El ganado no entró en la EP hasta el 1 de octubre de 2019 hasta fin del proyecto, el 31 de diciembre de 2021.

Para alcanzar el objetivo de incrementar la calidad del pasto (3), se evaluó el valor nutritivo de ocho especies dominantes en la primavera tras la quema (mayo de 2019), y se comparan especies quemadas y sin quemar. Las actuaciones para lograr el objetivo 4, dar alternativas de uso al territorio, son: i) implantar el pastoreo en la EP; y ii) identificar las bases para la creación de empresas de HP (pymes) (tabla I).

Problemática	Objetivos	Actuaciones
a) Incendios forestales	1) Prevenir incendios forestales	a) Quemadas prescritas (QP)
b) Pérdida de diversidad	2) Incrementar la biodiversidad	b) Herbivorismo pírico (HP)
c) Pérdida del valor de los pastos	3) Incrementar la calidad del pasto	c) Evaluar el valor nutritivo de los pastos antes y después de la QP (HP)
d) Despoblamiento (pérdida de la actividad agraria)	4) Dar alternativas de uso al territorio	d) Implantar el pastoreo e) Identificación de las bases para la creación de empresas de HP (pymes)

Tabla I. Acciones de restauración.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Dentro del proyecto se realizaron diversas tareas de divulgación y formación para los grupos de interés (ganaderos, técnicos de la Administración, científicos, gestores forestales, etc.):

- [Jornadas TRES 2019, Baces \(Almería\), noviembre de 2019.](#)
- [VIII Jornadas de Pastores por el Monte Mediterráneo, Villanueva del Trabuco \(Málaga\), diciembre de 2019.](#)
- Cursos de verano en la Universitat de Barcelona (2019), Universidad Pública de Navarra (2020) y Universidade de Santiago de Compostela (2020).
- [Curso «Uso y conservación de pastos: oportunidades frente al cambio global». Madrid, diciembre de 2019.](#)



Figura III. Segundo paso de la restauración ecológica: pastoreo con un rebaño de 300 ovejas de raza segureña y levantina en sierra de los Filabres (Alcántar, Almería), tras dos años de aplicar una quema prescrita. Restauración ecológica mediante HP (quema prescrita y posterior pastoreo). (Proyecto Open2preserve, Interreg Sudoe). Pastor perteneciente a la Red de Áreas Pasto-Cortafuegos de Andalucía (RAPCA). **Autor:** Mauro J. Tognetti Barbieri.

- [Webinar Internacional: «LIFE Landscape Fire 2020», online, diciembre de 2020.](#)
- Curso «Gestión forestal adaptativa al cambio climático», Cazorla (Jaén), julio de 2021.
- Feria virtual de ganado Gran Canaria, online, julio de 2021.
- [Taller regional de transferencia para gestores del territorio, online, octubre de 2021.](#)
- [XV Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre](#) (publicación de Ramos *et al.*), Plasencia, octubre de 2021.

- [Taller de capacitación para pastores: sesión teórica \(online, abril de 2021\) y sesión práctica, Alcántar-Almería, diciembre de 2021.](#)

Seguimiento de la RE

Los indicadores utilizados se han seguido durante 2,5 años. El seguimiento del suelo, además, se realizó inmediatamente después de la quema. Se indican las actuaciones y los seguimientos realizados (indicadores) (tabla II):

Objetivos	Actuaciones	Seguimientos	
1) Prevenir incendios forestales	a) Quemadas prescritas (QP)	i) Parámetros estructurales (cobertura y fitovolumen).	
	Seguimiento antes y después de la quema durante 2,5 años	ii) Parámetros florísticos (índices de diversidad y riqueza florística)	
2) Incrementar la biodiversidad	En todos los seguimientos se realizaron muestreos de campo y dron	iii) Parámetros físico-químicos del suelo	
		iv) Tasas de consumo	
		v) GPS a los ganados	
	b) Herbivorismo pírico (HP)	i) Parámetros estructurales (cobertura y fitovolumen)	
		Seguimiento antes y después de la quema durante 2,5 años	ii) Parámetros florísticos (diversidad y riqueza)
		En todos los seguimientos se realizaron muestreos de campo y dron	iii) Muestreo campo y dron (correlaciones)
3) Incrementar la calidad del pasto	c) Evaluar el valor nutritivo de los pastos antes y después de la QP	iv) Parámetros físico-químicos del suelo	
		iv) Tasas de consumo	
		vi) GPS en el ganado	
		iii) Digestibilidad de la MO (DMO)	
4) Dar alternativas de uso al territorio	d) Implantación del pastoreo en la EP	i) Materia Orgánica (MO)	
		ii) Proteína	
	e) Identificación de las bases para la creación de empresas de HP (pymes)	iii) Fibra: FND, FAD, LAD	
		ii) Tasa de consumo en plantas dominantes	
		iii) Análisis DAFO (1)	
		iv) Talleres prácticos de capacitación a pastores (18 pastores)	
		v) Talleres para técnicos y empresas (90)	
		i) y ii) se realizaron a: pastores, técnicos de CC. AA. y empresarios forestales y agrícolas	

Tabla II. Seguimiento de la RE.

Actuaciones a) y b) (QP y HP): i) parámetros estructurales (cobertura y fitovolumen); ii) parámetros florísticos (riqueza e índices de diversidad); iii) muestreos de campo vs. dron; iv) parámetros físico-químicos del suelo; v) tasas de consumo; y vi) GPS a ganados. En todos ellos se realizaron muestreos de campo. Además, en otoño de 2020 y primavera de 2021 se realizaron vuelos de dron para determinar su correlación con los muestreos de campo.

Actuación c) (Valor nutritivo de especies dominantes): tras la quema se siguieron los parámetros: i) materia orgánica (MO); ii) proteína bruta; iii) fibras: FND, FAD, LAD; y iv) digestibilidad de la MO (DMO) de las especies dominantes. Se compara el rebrote de individuos no quemados y quemados. Seguimiento antes y después de la quema (un año).

Actuación d) (Implantación del pastoreo): i) seguimiento del ganado con collares GPS (tiempo exacto de pastoreo) en la EP; y ii) tasas de consumo en las especies dominantes al final de cada año de pastoreo (ocho especies).

Actuación e) (pymes de HP). A fin de establecer la base para la creación de pymes de HP, los parámetros de seguimiento fueron: i) entrevista (21); ii) encuestas (75); iii) análisis DAFO sobre pymes de HP; iv) talleres prácticos de capacitación para pastores (18 pastores) realizados por técnicos del INFOCA; y v) talleres para técnicos y empresas (90 asistentes). Los seguimientos i) y ii) se realizaron a: pastores, técnicos de Comunidades Autónomas (CC. AA.) y empresarios forestales y agrícolas.

Mantenimiento

Actualmente, este proyecto continuará con las acciones de seguimiento y restauración en zonas adyacentes a la EP y en otros espacios naturales (Sierra Nevada, Sierra de las Nieves, Cabo de Gata y Sierra de Gádor), gracias a la financiación de tres proyectos:

- Proyecto SUMHAL, LIFEWATCH-2019-09-CSIC-13, POPE 2014-2020. WP 7. (Subproyectos LWE202103026 y LWE202103027). Financiado por Fondos FEDER (2019-2023).
- Proyecto coordinado. Retos de investigación: *Living-labs of pyric herbivory: facing challenges of the fire-herbivore interaction to create resilient landscapes in high-valuable areas to prevent extreme wildfire events (PYRICLABS)*.
- Subproyecto 2: *The challenge of restoring, monitoring and valorizing biodiversity: above and belowground diversity, fuel load and EE in Mediterranean mountains managed with pyric herbivory*. Financiado por «Proyectos de I+D+i» del Ministerio de Ciencia e Innovación (2021-2025).
- Proyecto COMPÁS. Modelos de desarrollo regional sobre HP, una herramienta para la conservación ambiental y la fijación y protección de la población. Financiado por Next Generation EU a través de la Fundación Biodiversidad (2023-2025).

Desviaciones

Baja intensidad de pastoreo en la EP. Fue la principal desviación encontrada, un total de 51 días de pastoreo en las actuaciones con HP. La escasez de alimento para el ganado tras la quema (sequía), la dificultad de acceso del terreno, la falta de experiencia de algunos de los pastores contratados y el empleo de ganado gestante o recién parido en el pastoreo limitaron la frecuencia de visitas a la EP. Por estos motivos, sobre todo, en el segundo año de pastoreo (segundo año de sequía) no se pudieron observar diferencias estadísticamente significativas entre las actuaciones con QP y con HP. Para paliar las dificultades anteriores se proponen las siguientes medidas: i) utilizar ganado vacío en el pastoreo; ii) contratar a un pastor con experiencia; iii) suplementar en el pesebre al ganado cuando la sequía impida el desarrollo del pasto; y iv) realizar un contrato formal y con una contraprestación en especies o económica con el ganadero para asegurar el cumplimiento de la labor. Adicionalmente, consideramos que se podrían ensayar redileos en la zona tratada y, en las épocas de gran sequía, suplementar la dieta en pesebre.

Rápido rebrote de especies poco palatables como es el esparto. No todas las especies tienen una respuesta igual tras la quema, es necesario tener un conocimiento previo de la respuesta al fuego de las especies dominantes y de su palatabilidad. Se propone el seguimiento quincenal de las especies dominantes.

Evaluación final

Tras dos años y medio de seguimiento, la carga del combustible vegetal respecto al estado inicial de prequema, tanto las QP como el HP redujeron en cobertura como fitovolumen, siendo menor la reducción en la cobertura que en el fitovolumen (50 % y 75 %, respectivamente). No se observaron diferencias significativas entre QP y HP en la cobertura; sin embargo, en el fitovolumen el HP mostró una reducción ligeramente mayor respecto a la QP (81 % y 77 %, respectivamente). No se observaron grandes diferencias entre ambas actuaciones, debido a que el pastoreo fue más ligero de lo esperado (causas expuestas en el apartado de «Desviaciones»).

La riqueza y diversidad florísticas se vieron favorecidas por ambas prácticas (QP y HP) respecto al momento de prequema, pero especialmente por el HP: i) riqueza: HP pasó de 8 a 12 especies y en QP de 6 a 8 especies; ii) diversidad: HP pasó de 0,8 a 1,4 bits y en QP de 0,9 a 1,2 bits.

No hubo diferencias entre el pastoreo de otoño y de primavera en ninguno de los parámetros anteriormente citados.

Se obtuvieron buenas correlaciones entre los muestreos de campo de la vegetación para la cobertura y fitovolumen ($R^2 = 0,823$ y $0,904$, respectivamente).

Tras la aplicación de la QP se incrementó el valor nutritivo de los pastos, lo que repercute en el estado de la ganadería y en la reducción por parte del ganadero de la compra de insumos externos y, por tanto, en la rentabilidad de la explotación ganadera. La proteína bruta, en general antes de la quema, tenía un valor alrededor del 5 % en las especies (excepto *Colutea arborescens* y *Linun suffruticosum*, que fueron elevados) y, tras la quema, superaba el 12 %, valor a partir del cual se considera un alimento de buena calidad. Los componentes de la fibra (FND, FAD y LAD) se redujeron en todas las especies, destacando sustancialmente *Helianthemum almeriense*, una especie muy preferida por el ganado (FDN: 32 a 18 %, FAD: 10 a 5 %, LAD: 12 % a 8 %), lo que favoreció su digestibilidad

Aunque el pastoreo fue ligero, los mapas de calor reflejan la intensidad de pastoreo, que fue mayor en la zona con pastoreo como sigue: HP-Otoño > HP-Primavera > QP-sin pastoreo. Accidentalmente, el ganado entró en la zona con sólo QP (sin pastoreo). Si consideramos los puntos de posicionamiento del GPS, la zona de HP tuvo el 95 % del pastoreo y las parcelas de QP tan sólo un 4,29 %, lo que indica que los GPS son una buena herramienta para el seguimiento del ganado.

Respecto a la estrategia de valorización, se realizaron 21 encuestas y 75 entrevistas repartidas equitativamente a diferentes actores del territorio implicados: pastores, empresarios forestales y Administración pública ligada al medioambiente y prevención de incendios. Como resultado, se obtuvo el análisis DAFO para el desarrollo de las pymes de HP. Asistieron 18 pastores a los talleres de capacitación prácticos (impartidos por el INFOCA), y 90 técnicos y empresarios a los talleres técnicos.

Persistencia de la zona restaurada

La finca es propiedad del pastor, con el que se mantiene una buena relación personal y que actualmente está comprometido en los proyectos mencionados anteriormente. Además, para asegurar el pastoreo recibirá una contraprestación (alimento para el ganado) por su servicio de pastoreo para controlar la carga de combustible.

Presupuesto y financiación

El proyecto Open2preserve, financiado por la Unión Europea a través del programa Interreg Sudoeste, recibió una cantidad total de 2,3 M €, de los cuales, para la EP de Andalucía, se destinaron 302.000 €, recibidos por el CSIC (177.334 €) y la antigua Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía (131.000 €).

Sistemas de control

No se ha utilizado ningún sistema de certificación. Durante el proyecto hubo un seguimiento por un controlador de primer orden de la actividad y un auditor (todos los años).

Cualificación del personal

Las quemas prescritas fueron ejecutadas por el Equipo Regional de Quemadas de Andalucía, (CMAOT, Junta de Andalucía), compuesto por técnicos expertos en prevención y extinción de incendios, con formación de ingenieros de montes y forestales (grado o máster) y un doctor. Un técnico de la Red de Áreas Pasto Cortafuegos de Andalucía (AMAYA: Agencia de Medio Ambiente y Aguas, Junta de Andalucía), todos ellos integrados en el INFOCA.

El pastoreo fue realizado en sus inicios por el propietario de la finca y el rebaño. Sin embargo, a lo largo del proyecto tuvo que recurrir a pastores contratados con menor experiencia que no fueron tan eficaces en dicha labor.

Los seguimientos de la vegetación y del pastoreo fueron realizados por el centro de investigación de la Estación Experimental del Zaidín (CSIC), Servicio de Evaluación, Restauración y Protección de Agrosistemas Mediterráneos (SERPAM): 2 doctoras y 1 titulado medio del paisaje y medioambiente. Adicionalmente, 1 trabajo de fin de máster.

El proyecto se ha difundido en 3 congresos nacionales y 1 internacional. En 2 programas de máster y 2 publicaciones internacionales.

Más información

Web: www.open2preserve.eu

Autores: Ana Belén Robles Cruz (Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas. CSIC, Estación Experimental del Zaidín); María Eugenia Ramos Font (Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas. CSIC, Estación Experimental del Zaidín); y Rafael Yebra Valverde (Consejería de Medioambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía).



Nombre del proyecto

PROYECTO DE RESTAURACIÓN DE PASTOS ABANDONADOS EN MONTE O CERREDO MEDIANTE PRÁCTICAS DE HERBIVORISMO PÍRICO

Localización/Ámbito de actuación

La zona de la experiencia piloto se encuentra en el término municipal de Navía de Suarna, en la provincia de Lugo, concretamente en el Monte O Cerredo, Rao, en Os Ancares lucenses, y tiene una altitud de 1.394 m sobre el nivel del mar.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Universidade de Santiago de Compostela (25 %) y del Programa de Cooperación Territorial INTERREG SUDOE (programa FEDER: Fondo Europeo de Desarrollo Regional [75 %]).

Entidad/es socia/s del proyecto

Equipos de prevención integral de incendios forestales (en adelante, EPRIF), brigadas de prevención y extinción de incendios de la Consellería do Medio Rural (Xunta de Galicia), ganaderos y socios de la Cooperativa A Carqueixa.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Los primeros estudios y trabajos en el área piloto se realizaron en junio de 2018 y el proyecto de restauración sigue en marcha en la actualidad.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendios (provocados, accidentales o naturales).

La desaparición de las actividades de aprovechamiento de las comunidades de brezal de esta área protegida (como el pastoreo), unida a la pérdida de población en la zona, han provocado un proceso de abandono progresivo de estas formaciones vegetales que evolucionan hacia formaciones boscosas en las que se acumula una elevada cantidad de biomasa combustible. Estos procesos provocan la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos de estos brezales, pero también un mayor riesgo de incendios forestales muy intensos.

Ecosistemas afectados

Los brezales silíceos de las montañas orientales de Galicia se incluyen dentro de los brezales secos mediterráneos (4030) como hábitat de importancia comunitaria en el marco de la Red Natura 2000. Al inicio de la experiencia, el matorral estaba dominado por *Erica australis*, que presentaba una distribución homogénea junto con *Erica arborea* y en menor proporción también se encontraban *Calluna vulgaris*, *Cytisus scoparius*, *Chamaespartium tridentatum* y *Daboecia cantabrica*.

Motivación para desarrollar el proyecto

La experiencia en Galicia se encuentra en una zona de elevada protección ambiental a nivel mundial y europeo: Reserva de la biosfera Os Ancares lucenses y montes de Navía, Cervantes y Becerreá, ZEC Ancares-Courel (ES1120001), ZEPA Ancares (ES0000374) y ZEPVN Ancares.

La zona de estudio muestra unos niveles de despoblación muy importantes y, además, en los últimos años esta tendencia va en aumento. Esta realidad ha hecho que las Administraciones locales y regionales diseñen planes de fijación de población en estas zonas. Del mismo modo, la población demanda que su actividad en estas zonas sea considerada básica para mantener los servicios ecosistémicos. En este contexto, la Universidade de Santiago de Compostela (en adelante, USC) se plantea estudiar el papel de las quemadas controladas seguidas de pastoreo en el control de biomasa combustible en estas zonas para valorizar el papel de la ganadería extensiva en zonas de alta montaña.

Diagnóstico ecológico

Los brezales silíceos de las montañas orientales de Galicia se incluyen dentro de los brezales secos mediterráneos como hábitat de importancia comunitaria en el marco de la Red Natura 2000. La desaparición de las actividades de aprovechamiento de estos brezales (como el pastoreo), unida a la pérdida de población en la zona, han provocado un proceso de abandono progresivo de estas formaciones que evoluciona hacia formaciones boscosas con una elevada cantidad de biomasa combustible. Estos procesos provocan, por un lado, la pérdida de

biodiversidad y servicios ecosistémicos de estos brezales, pero también un riesgo de incendios más intensos y de difícil control (debido a su frecuente ubicación en laderas pronunciadas y barrancos).

El clima es oceánico de montaña, caracterizado por unas temperaturas suaves en verano y muy rigurosas en invierno, siendo frecuentes las precipitaciones en forma de nieve. La temperatura media anual es de 8,3 °C, con máximas de entorno a los 27 °C y mínimas por debajo de los -5 °C. La precipitación promedio se sitúa en torno a 1.113 mm. El material geológico de la zona está dominado por una combinación de areniscas, siltitas y pizarras. Atendiendo a la clasificación de la FAO (WRB 2014), en esta zona hay leptosoles, umbrisoles o rebosoles. Estos suelos son fuertemente ácidos, de textura franco-limosa con unos contenidos en nitrógeno total altos y una elevada fracción de aluminio de cambio asociado a la acidez del suelo. La mayor parte de la vegetación es matorral (un 85 %, según el SIOSE de 2014), con un predominio de *Erica australis* y *Erica arborea* y, en menor medida, *Calluna vulgaris*, *Cytisus scoparius*, *Chamaespartium tridentatum* y *Daboecia cantabrica*. Además, hay algunas manchas de *Ulex minor*. El resto de la cobertura está ocupada por pastizal de alta montaña (5 %) y árboles caducifolios (*Betula pubescens*) (5 %), quedando el 5 % restante como suelo desnudo.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Esta experiencia piloto se enmarca en la recuperación progresiva de ecosistemas naturales dañados: los brezales de la montaña de Os Ancares lucenses son de alto valor ecológico, estético y cultural. El objetivo de esta experiencia es controlar el desarrollo de estos brezales mediante su regeneración y rejuvenecimiento, sin que el matorral se convierta en una masa combustible sin gestionar, con alto riesgo de incendio de alta intensidad.

El principal objetivo de esta experiencia ha sido demostrar el potencial de las quemadas controladas junto con el pastoreo extensivo en el control del crecimiento descontrolado del matorral de montaña.

Además, se pretende también conocer el efecto de estas estrategias en las características y propiedades del suelo: secuestro de carbono, contenido en nutrientes o intercambio de gases de efecto invernadero.

Marco legal

En Galicia, el uso del fuego controlado en la generación de pastos es una práctica tradicional, realizada para el control del matorral principalmente, y que está regulada por la Administración autonómica para reducir el riesgo de incendios (Ley 3/2007, de 9 de abril, de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia, modificada por la Ley 7/2012, de 28 de junio, de montes de Galicia). En resumen, la legislación:

- Prescribe un periodo de tiempo en que estas prácticas pueden realizarse, entre diciembre y abril.

- Señala que el periodo óptimo es entre enero y marzo.
- La velocidad del viento debe estar entre > 2 km/h y < 15 km/h.
- La temperatura ambiental debe estar entre > 5 °C y < 15 °C
- La humedad relativa debe ser > 20 %.
- Tiene que haber un mínimo de 3 días sin llover y no más de 7.

Ninguna de las directivas asociadas a las figuras de protección de esta área natural (reserva de la biosfera) prohíben el uso de quemas prescritas o pastoreo extensivo en la zona:

- Decreto 37/2014, do 27 de marzo, polo que se declaran zonas especiais de conservación os lugares de importancia comunitaria de Galicia e se aproba o Plan director da Rede Natura 2000 de Galicia.
- Decreto 72/2004, do 2 de abril, polo que se declaran determinados Espazos como Zonas de Especial Protección dos Valores Naturais.

Acciones de restauración

El herbivorismo pírico ha demostrado ser beneficioso en la gestión de áreas montañosas, reduciendo la expansión de la biomasa combustible al mismo tiempo que se produce un retorno económico para las comunidades locales.

Descripción de la zona de estudio:

- Altitud aproximada de 1.394 m.
- Pendiente entre 8-15 grados.
- Orientación N.

Descripción de la quema prescrita el día 27 de febrero de 2019:

- La llevó a cabo el personal contra incendios de la Xunta de Galicia, bajo la dirección del EPRIF de Becerreá (Lugo).
- Total de 2 ha.
- Hora de inicio: 10:30 h y con duración aproximada de 2 h.
- Temperatura ambiental media de 9 °C.
- Insolación del 82,4 %.
- Humedad relativa del 53 %.
- Velocidad del viento del 27,3 %. Esta velocidad del viento dificultó un poco la quema del matorral, siendo el resultado de la quema un mosaico de arbustos quemados, en algunos casos parcialmente debido a la rapidez del fuego.
- Las labores de desbroce previas a la quema fueron llevadas a cabo por uno de los ganaderos de la zona con el tractor de su explotación a principios del invierno del año 2018. Estos desbroces se realizaron alrededor de toda la parcela que se iba a quemar para crear una zona cortafuegos



➤ **Figura I.** Vista general del área a restaurar, con una densa cubierta del arbusto *Erica spp.* **Autoría:** Grupo de Investigación Sistemas Silvopastorales (USC).



➤ **Figura II.** Realización de la quema controlada como primer paso de la práctica de herbivorismo pírico. **Autoría:** Grupo de Investigación Sistemas Silvopastorales (USC).

Descripción de los tratamientos experimentales:

- Se dividieron las 2 ha quemadas en dos parcelas experimentales cada una de 1 ha.

Descripción del tratamiento de pastoreo:

- Pastoreo con 2 yeguas en fase de gestación y una yegua con un potro. En 2019 los animales entraron a la parcela en septiembre y permanecieron en esta durante 37 días.
- En la temporada 2020, entraron en junio pastando sólo durante 15 días, ya que la vegetación estaba constituida principalmente por *Erica*, que no resultaba apetecible a los caballos
- Por esta razón, y para mantener la vegetación bajo control, se decidió meter en la parcela ganado vacuno en junio durante 36 días (4 animales ha⁻¹).
- El ganado vacuno pastoreó los brezos (*Erica sp.*), pero no de la forma esperada, por lo que se decidió evaluar en una segunda fase del proyecto ganado caprino.
- Se estableció también una parcela de control en la zona sin quemar y sin pastoreo.
- Para la realización del pastoreo dirigido las parcelas fueron completamente valladas con un pastor eléctrico que disponía de placa solar.
- Se colocó un abrevadero portátil.
- Además, se suplementó a los animales con concentrado granulado que era depositado en diferentes puntos del suelo para realizar una repartición uniforme por toda la parcela.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Durante el proyecto se trabajó en estrecha colaboración con la cooperativa de agricultores A Carqueixa, que constituye una de las principales actividades de revitalización de la zona mediante la fijación de la población. A Carqueixa se caracteriza por establecer sistemas de mercado innovadores (por ejemplo, mercados virtuales) que valorizan la producción de carne de alta calidad basada en el pastoreo extensivo. Las estrategias de prevención de incendios forestales deben ir acompañadas de la obtención de productos de calidad, estimulando así la valorización de los sistemas de producción y, por lo tanto, la economía de la región

Durante el proyecto, los grupos de interés fueron informados de los resultados del proyecto a través de un curso de verano al que asistieron 40 personas, un taller regional con 23 participantes y un curso de capacitación con 13 participantes. Los perfiles profesionales fueron: personal de los servicios de incendios, ganaderos, técnicos territoriales, responsables de políticas regionales y estudiantes. También se informó a los interesados de forma regular a través de revistas científicas especializadas, notas de prensa, la página web del proyecto y redes sociales como Facebook y Twitter, que se seguirán usando en el futuro para informar de noticias relacionadas.

Seguimiento de la RE

Durante tres años se realizó una monitorización de los siguientes indicadores en las dos parcelas:

- En suelo: pH, contenido en macro- y micronutrientes y C total y fraccionado del suelo.
- En atmósfera: flujos de gases de efecto invernadero.
- En vegetación: cobertura, volumen y altura de arbustos. Además, se realizó un seguimiento temporal de especies indicadoras de buena calidad del suelo, como *Vaccinium myrtillus*, *Arnica montana* y *Gentiana lutea*.

Mantenimiento

La zona pastoreada y la no pastoreada se cercaron con un pastor eléctrico dispuesto de una placa solar. El perímetro de la parcela se mantuvo limpio mediante desbroce cuando era necesario. También se colocó un abrevadero portátil y, además, se suplementó a los animales con concentrado granulado que era depositado en diferentes puntos del suelo para realizar una repartición uniforme por toda la parcela.

Desviaciones

En el caso de Galicia, la quema prescrita es financiada por la Administración, sin costes para el usuario. Sin embargo, deben tenerse en cuenta la carga administrativa, el riesgo de propagación del fuego o la difícil elección del momento para ejecutar la quema. En esta zona de montaña, las quemadas controladas se pueden realizar en una ventana de tiempo muy corta entre los meses de diciembre y abril, ya que se necesitan unas condiciones climatológicas determinadas: valores de temperatura, viento y humedad del aire reducidos. Estas condiciones climatológicas son difíciles de conseguir en la zona, donde las nieblas y lluvias son muy frecuentes hasta bien entrada la primavera, lo que condiciona el éxito de la quema.

El pastoreo equino y vacuno resultó ser una herramienta exitosa para el control de la biomasa de algunos arbustos presentes. Sin embargo, este pastoreo en el control de la especie dominante (*Erica*) fue poco efectivo y actualmente se está evaluando la eficacia del caprino en el control del brezo dominante (con 2 cargas ganaderas, 8 y 16 animales ha⁻¹).

Evaluación final

Efecto de los tratamientos en la biomasa vegetal

La quema prescrita provocó una fuerte reducción:

- De la altura (0,76 m a 0,16 m).
- Del volumen (desde 100 m³ 102 ha⁻¹, hasta 15 m³ 102 ha⁻¹).
- De la cobertura vegetal total (desde un 95 % de cobertura hasta un 76 %) de toda el área de estudio.



Figura III. Parcela de pastoreo en septiembre de 2019. Autor: Grupo de Investigación Sistemas Silvopastorales (USC).

El pastoreo dirigido provocó especialmente un efecto en:

- La altura (24 % menos de altura en las parcelas pastoreadas que en las parcelas sin pastoreo).
- Los mayores efectos del pastoreo sobre el desarrollo de la vegetación se observaron en los meses de junio y julio (2020):
 - Que podría deberse a una mayor presión de pastoreo (3 ciclos de pastoreo en lugar de uno en octubre de 2019).
 - Pero también a la diferente palatabilidad de la vegetación en las diferentes estaciones.

Al hacer un análisis más profundo del efecto del pastoreo:

- Se observó un efecto significativo del ganado sobre el volumen de *Chamaespartium tridentatum*, *Daboecia spp.* y *Agrostis curtisii*.
- Sin embargo, no se encontraron efectos del pastoreo sobre la biomasa de los arbustos dominantes, los brezos.
- Aunque el espacio vacío creado entre las plantas de matorral implicó discontinuidades en la vegetación que pueden tener un papel de ralentización del fuego ante un incendio forestal.

Efecto de los tratamientos en las características del suelo

El fuego y el pastoreo afectaron de forma poco intensa a las características del suelo:

- La densidad aparente y las fracciones minerales no se vieron alteradas.
- El pastoreo plurianual aumentó el carbono del suelo ligado a las fracciones más pequeñas (estable a largo plazo).
- Mejoró el pH del suelo,
- Mejoró la concentración total de N, P, Mg, Fe, Cu, Mn y Zn.

Efecto de los tratamientos en los intercambios de gases de efecto invernadero

La quema sin pastoreo:

- Redujo las emisiones de CO₂ a la atmósfera (que se podría deber a una mayor actividad radicular de los arbustos rebrotando después del fuego).
- Los flujos de N₂O fueron cercanos a 0 sin efecto del tratamiento.
- El suelo actuó como sumidero de CH₄ independientemente del tratamiento.
- El pastoreo tuvo también un pronunciado efecto sobre estos parámetros.

Persistencia de la zona restaurada

La zona donde se encuentra la experiencia piloto pertenece al monte comunal O Cerredo (Rao). El Grupo de investigación de sistemas agroforestales de la Universidad de Santiago de Compostela tiene una larga experiencia de trabajo con los ganaderos de la zona, que se mantiene a través de proyectos de investigación europeos y nacionales, lo que garantiza la conservación de la zona restaurada a largo plazo. En la actualidad, la experiencia se mantiene mediante financiación nacional del Ministerio de Ciencia e Innovación, a través del proyecto PYRICLABS (Proyectos I+D+i: Retos de Investigación).

Presupuesto y financiación

El presupuesto total del proyecto de financiación en el que se integra esta experiencia es de 1.700.000 €. El presupuesto específico de la USC es de 141.000 €. De esta cantidad, el 75 % se financia por fondos FEDER y el 25 % por la institución de investigación.

La quema prescrita no tiene coste para el usuario. Sin embargo, la Administración estima el coste de las quemas prescritas en estas zonas de montaña en un rango entre 300 y 1.000 € ha⁻¹, dependiendo del número total de hectáreas quemadas (fuente, Consellería do Medio Rural, Galicia). Los gastos derivados del establecimiento de la experiencia se estiman en alrededor de 2.000 € de infraestructuras (vallado, pastor solar, bebedero). La cesión del ganado, trabajo del ganadero y suplementación alimentaria al ganado se estimaron en 1.000 € anuales.

Sistemas de control

Cualificación del personal

Personal investigador por concurrencia competitiva: catedráticos de universidad (2), investigadores posdoctorales y doctorandos (4) y técnicos de campo y laboratorio (4).

Personal de la Xunta de Galicia especializado en control de incendios y quemas prescritas.

Ganaderos y agricultores con experiencia en pastoreo extensivo.

Más información

Web: <https://open2preserve.eu/>

Autores: Vanessa Álvarez-López (Universidade de Santiago de Compostela); Nuria Ferreiro-Domínguez (Universidade de Santiago de Compostela); José Javier Santiago-Freijanes (Universidade de Santiago de Compostela); Antonio Rigueiro-Rodríguez (Universidade de Santiago de Compostela); y Rosa Mosquera-Losada (Universidade de Santiago de Compostela).



Nombre del proyecto

PROYECTO DE RESTAURACIÓN DE PASTOS ABANDONADOS EN ORREAGA-RONCESVALLES MEDIANTE PRÁCTICAS DE HERBIVORISMO PÍRICO

Localización/Ámbito de actuación

La experiencia de restauración se llevó a cabo en dos parcelas piloto (2,55 y 3,86 ha) localizadas en el término municipal de Orreaga/Roncesvalles a una altitud media de 1.100 m.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Programa Europeo de Cooperación Territorial Interreg Sudoe. Proyecto denominado «Open2preserve: Modelo de gestión sostenible para la preservación de paisajes abiertos de montaña», concedido en la primera fase de la Segunda Convocatoria de Proyectos Europeos Interreg Sudoe y enmarcado en el eje prioritario 5 («Proteger el medio ambiente y promover la eficacia de los recursos») y en el objetivo específico 02 («Reforzar la cooperación de los gestores de espacios naturales del Sudoe, a través del desarrollo y la aplicación de métodos conjuntos»).

Entidad/es socia/s del proyecto

El proyecto Open2preserve contó con un partenariatado de trece entidades socias pertenecientes a Francia (tres), España (ocho) y Portugal (dos), que llevaron a cabo ocho acciones de restauración en sus respectivos territorios. En la acción de restauración que se describe en esta ficha participaron la Universidad Pública de Navarra (UPNA) y el Instituto Navarro de Tecnologías e Infraestructuras Agroalimentarias (INTIA) como socios navarros del proyecto Open2preserve. También se contó con la colaboración de bomberos de Navarra, el equipo EPRIF-Burguete y la Real Colegiata de Roncesvalles.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Noviembre de 2018-diciembre de 2021.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Superficies de brezales y matorrales de zona templada aprovechados tradicionalmente mediante pastoreo extensivo, que están sufriendo un abandono de los usos sostenibles.

Ecosistemas afectados

Las áreas objeto de restauración están catalogadas como «Hábitat 4030. Brezales cantábricos montanos con tojo» y presentan en la actualidad un alto recubrimiento de *Ulex gallii* (argoma o tojo). El área pertenece a la Zona de Especial Conservación (en adelante, ZEC) Roncesvalles-Selva de Irati (código Red Natura ES0000126).

Motivación para desarrollar el proyecto

La ganadería extensiva ha sido una importante actividad económica durante siglos en el Pirineo navarro. Sin embargo, los cambios socioeconómicos acaecidos en las últimas décadas han ocasionado una gran reducción de sus censos y han supuesto el abandono de las zonas de pastos más desfavorecidas (por su difícil acceso, altitud o pendiente). La pérdida del paisaje en mosaico y de espacios abiertos de pasto-matorral conduce a situaciones contrastadas indeseadas: i) el uso recurrente del fuego pastoral para controlar la vegetación no pastada; y ii) el abandono total del aprovechamiento conduciendo a un alto riesgo de incendios forestales. Esta situación preocupa a los gestores locales y regionales y desde el mundo científico-técnico hemos tratado de darle respuesta de gestión con este proyecto demostrativo (Canals *et al.*, 2018), que aplica la práctica del herbivorismo pírico (Fuhlendorf *et al.*, 2009).

Diagnóstico ecológico

En el área de actuación se está produciendo una densificación de la vegetación, con la expansión del arbusto *Ulex gallii*, que cubre grandes extensiones constituyendo cubiertas prácticamente monodominantes, de baja riqueza florística, difícil transitabilidad, alto riesgo de incendios y pérdida del valor ecosistémico de aprovisionamiento de alimento para el ganado. Estos argomales se encuentran en fase premadura (< 15 años), madura (16-25 años) o postmadura (> 25 años), según el tiempo transcurrido tras la última actuación (quema controlada, pastoreo efectivo o desbroce mecánico). Cuanto más densos son, menos especies florísticas albergan. Sólo se observa una tímida evolución hacia comunidades vegetales más complejas (hayedos) en los argomales más envejecidos cercanos a áreas arboladas.



Figura 1. Vista general del área a restaurar, con una densa cubierta del arbusto *Ulex gallii* y signos evidentes de abandono de la actividad pastoral. Autora: Rosa María Canals.

En concreto, las áreas a restaurar fueron objeto de actuaciones de reducción de combustible en años anteriores (quemadas y desbroce mecánicos), pero no se había llevado a cabo después una gestión ganadera planificada en el medio plazo para controlar el rebrote. Los suelos son de textura franco-limoso, presentan elevada acidez (pH 4,7) y un alto contenido en materia orgánica y se clasifican como *Humic Dystrudept*, *Typic Udorthent* y *Typic Humudept* (Ibarrola *et al.*, 2021).

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Ecosistema de referencia

Los brezales-argomales y los pastos mesófilos constituyen en el paisaje de la montaña templada un mosaico de comunidades vegetales protegidas de gran valor ambiental, en las que están presentes, junto con la argoma y con diferente nivel de recubrimiento, distintas especies de brezos (*Daboecia cantabrica*, *Erica cinerea*, *Erica vagans*, *Calluna vulgaris*), helecho (*Pteridium aquilinum*) y una cubierta herbácea dominada por gramíneas perennes (como *Festuca g. rubra*, *Agrostis capillaris*, *A. curtisii* y *Brachypodium rupestre*) y por una amplia representación de forbias (*Potentilla erecta*, *Gallium saxatile*, *Plantago media* y *Arenaria montana*, entre otras).

Objetivos del proyecto

Ambiental. Restauración ecológica (recuperación y restauración) de un ecosistema que se ha degradado hasta una densa cubierta de matorral debido al cese de una actividad pastoral extensiva y a un mal uso del fuego regulado. Reducir la cubierta de matorral de argoma y favorecer la presencia y la diversidad de especies herbáceas características de pastos montanos atlánticos.

Socioeconómico. Revertir el abandono y la pérdida de valor de aprovisionamiento de alimento para el ganado extensivo de estas comunidades vegetales y asentar una actividad ganadera generadora de retorno económico.

Marco legal

Regulación del fuego controlado. Ley Foral 3/2007, de 21 de febrero, que modifica la Ley Foral 13/1990, de 31 de diciembre, de Protección y Desarrollo del Patrimonio Forestal de Navarra; y posteriores órdenes forales (Orden Foral 237/2017, de 4 de julio, que modifica la Orden Foral 222/2016, de 16 de junio, que regula el uso del fuego en suelo no urbanizable para la prevención de incendios forestales). Normativa que establece el periodo de quemas (desde mediados de noviembre hasta mediados de abril) y establece si se cumplen las condiciones para su ejecución. Las quemas aprobadas se categorizan en tres niveles de peligrosidad (1, 2 y 3, en orden creciente a su riesgo de ejecución) según las características de la zona (pendiente media, exposición, superficie), las líneas de control y los límites (carretera, camino, arbolado, etc.) y la proximidad a infraestructuras (bordas, líneas eléctricas, líneas de gas, etc.). Cuando las condiciones de la quema suponen un riesgo considerable (nivel 3), la normativa establece redactar un plan de quema e implica a personal especializado en su ejecución. Las quemas de baja peligrosidad (nivel 1 y 2) pueden ser realizadas por ganaderos y guarderío, tras la firma del documento de «Declaración Responsable» y con previo aviso al cuerpo de bomberos más cercano.

Regulación del aprovechamiento ganadero. Los pastos de esta experiencia pertenecen a un ente privado (Real Colegiata de Roncesvalles), que es el que establece las condiciones de concesión y aprovechamiento. En terrenos comunales gestionados por Administraciones locales existen habitualmente **pliegos de ordenanzas** que regulan los aprovechamientos

Figuras de protección. El área forma parte del sector occidental de la ZEC Roncesvalles-Selva de Irati (ES0000126), en la que están representados catorce tipos de hábitats protegidos, dos de los cuales son hábitats prioritarios. El plan de gestión se aprobó por Decreto Foral 9/2011, prorrogado indefinidamente por Decreto Foral 46/2014.



➤ **Figura II.** Realización de la quema controlada como primer paso de la práctica de herbivorismo pírico. **Autora:** Rosa Maria Canals.

Acciones de restauración

- El proyecto se ha diseñado para emular un régimen de perturbación natural combinando una quema controlada inicial con un pastoreo dirigido y plurianual con un fin ambiental. En la zona de actuación se parte de las siguientes condiciones:
- Estado avanzado de expansión de la argoma.
- Buena accesibilidad para el ganado y el equipo de trabajo (labores de mantenimiento, aporte de cebos, traslado de animales, etc.).
- Pendientes no excesivas (< 50 %) para facilitar las actuaciones.
- Existencia de puntos de abrevada, acceso a fuentes o facilidad para colocación de abrevaderos móviles.
- Existencia de pastos herbáceos cercanos a las parcelas para ser utilizados en momentos de escasez de alimento.

La experiencia de restauración se llevó a cabo en dos parcelas piloto próximas la una a la otra que suman 6,41 ha y que cuentan con áreas de pasto anejas con distinto grado de presencia de matorral, ocupando una superficie total de 325 ha. Las acciones realizadas en las dos parcelas fueron:

- 1) Quema controlada en marzo de 2019. Aunque prevista para pleno invierno, la quema se retrasó por falta de ventana meteorológica. Como resultado se obtuvo un mosaico de arbustos quemados y semiquemados y de pasto herbáceo no quemado.
- 2) Colocación en las parcelas de cierres fijos y móviles, de portillos y de puntos de abrevada.

3) Pastoreo dirigido con cinco yeguas de raza Burguete, mediante acuerdo de cesión de los animales por dos temporadas con un ganadero local. La duración del pastoreo fue distinta entre años según la innivación y la oferta de alimento. En 2019 los animales pastaron del 31 de mayo al 6 de noviembre; y en 2020, del 4 de mayo al 2 de septiembre. Las yeguas rotaron entre las dos parcelas según las siguientes premisas:

- El pasto de gramíneas es el alimento preferente del ganado.
- Los animales consumen matorral cuando empieza a escasear la oferta de pasto herbáceo.
- La condición corporal de los animales es un índice de seguimiento fiable y útil.

La toma de decisiones en el pastoreo rotacional se basó en las siguientes observaciones:

- Número de hojas de gramíneas pastadas: cuando finaliza la oferta, los animales consumen matorral.
- Grado de consumo de matorral.
- Condición corporal de las yeguas: por debajo de 2,5 los animales se cambian de parcela.

Durante el periodo de pastoreo, se suplementó a los animales con cebos alimentarios (bolas de silo y/o tacos de alfalfa) distribuidos, bien uniformemente en las parcelas, bien en las áreas de menor presión selectiva sobre el arbusto. Los responsables del manejo pastoral realizaron una vigilancia diaria, tomando decisiones en el corto plazo.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

En el marco de este proceso de restauración se han realizado talleres transnacionales y dos tipos de actividades de difusión y formación: talleres regionales y cursos de capacitación. Los primeros se han enfocado principalmente a gestores de las Administraciones regionales (consejerías, direcciones generales y de servicio, etc.) y locales (ayuntamientos, concejos, juntas de valle, etc.); y los segundos a guarderío forestal/ambiental, personal técnico local y regional, empresarios y emprendedores (ganaderos, restauradores de hostelería para establecer estrategias de valorización de los productos ganaderos obtenidos, etc.).



➤ **Figura III.** Favorecimiento de querencias y complemento de la ración forrajera de las yeguas autóctonas mediante el uso de cebos alimentarios. **Autor:** José Luis Sáez.

Seguimiento de la RE

Seguimiento de los tratamientos en la **vegetación** (dos años):

- Evolución de la riqueza y la diversidad florística mediante inventarios florísticos (transectos lineales) realizados al final de cada temporada de pastoreo.
- Rebrote de la argoma estimando su fitomasa mediante recubrimiento (cobertura visual) y altura (vara graduada).

Seguimiento de los tratamientos en el **suelo** (dos años):

- Análisis físico-químicos completos.
- Grado de compactación del suelo.
- Disponibilidad de nutrientes en la solución del suelo (resinas de intercambio iónico).
- Riqueza y composición de la biota edáfica: mesofauna y microbiota.

Seguimiento sanitario y del estado de los **animales** (dos años):

- Estimación periódica del índice corporal y del estado general de los animales.
- Peso vivo de las yeguas al final de la temporada de pastoreo.

En los seguimientos de vegetación y de suelo, se disponía de parcelas control no intervenidas para comparar los resultados. En la experiencia se testaron nuevas tecnologías (GPS, vuelos de dron) que pueden resultar útiles para el seguimiento de la acción restauradora.

Mantenimiento

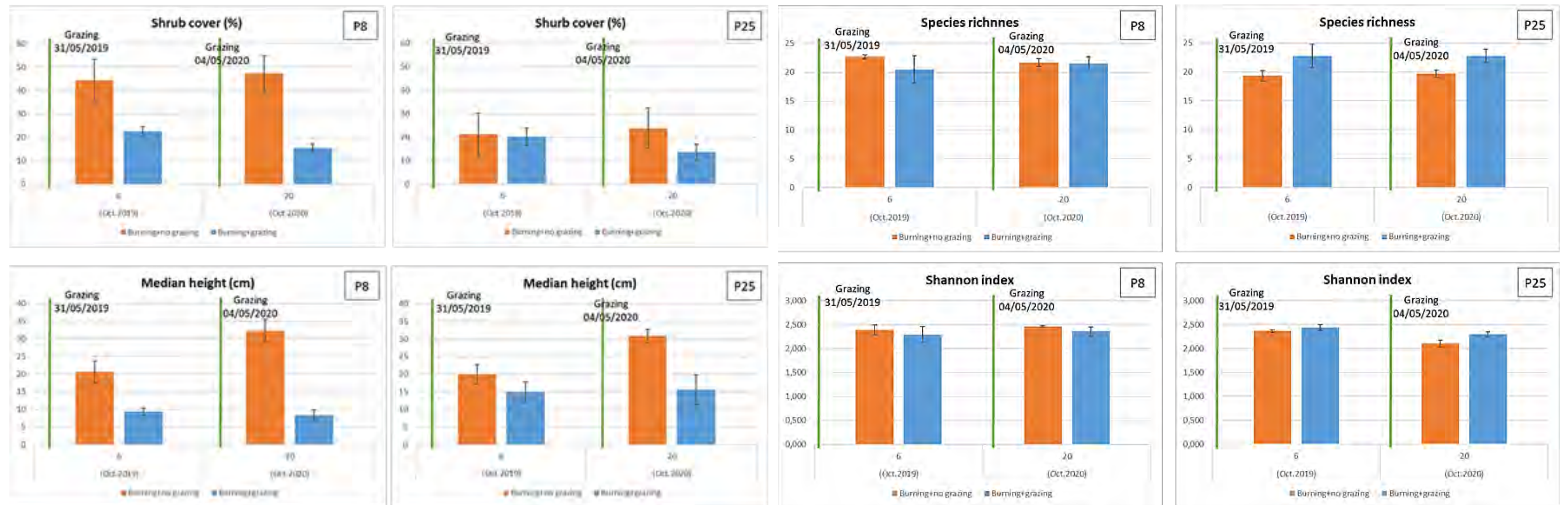
Se trata de una experiencia realizada en el marco de un proyecto regional europeo de duración limitada, que finalizó en diciembre de 2021. Actualmente pastorean las áreas mejoradas en el proyecto ganaderos que pagan un canon a la colegiata de Roncesvalles por el uso de estas superficies.

A fin de garantizar la sostenibilidad económica de la acción restauradora, el proyecto propuso y desarrolló una estrategia de valorización ligada a la experiencia. Esta estrategia de valorización se centró en la obtención de un producto de calidad (carne de potro) a partir de un sistema de producción ganadera no convencional, basado en el cebo del animal productivo (el po-

tro) en los pastos mejorados por la acción desbrozadora de sus madres, las yeguas. Con esta estrategia se consigue disminuir los insumos que se utilizan para el cebo convencional del potro (paja, heno y piensos), conservar el paisaje, producir una carne con un alto estándar de calidad, y finalizar el proceso productivo en el propio valle pirenaico, manteniendo la cadena de valor (Sáez *et al.*, 2022).

Desviaciones

La consecución de los objetivos de restauración implica una planificación previa que debe ir reajustándose en función de los imprevistos y de las situaciones que van sucediéndose. Es imprescindible la flexibilidad y la toma de decisiones en el corto plazo cuando se trabaja con seres vivos (herbívoros, vegetación) y se



➤ **Figura IV.** Recubrimiento promedio de la argoma y mediana de la altura alcanzada por su rebrote en las zonas pastadas (azul) y control (naranja) de las dos parcelas (P8 y P25) tras dos años de herbivorismo pírico: **Autor:** Múgica *et al.* (2021a).

➤ **Figura V.** Riqueza (arriba) y diversidad florística (abajo) en las zonas pastadas (azul) y control (naranja) de las dos parcelas (P8 y P25) tras dos años de herbivorismo pírico: **Autor:** Múgica *et al.* (2021a).

depende de situaciones climáticas (ventana de prescripción para uso del fuego, estación de crecimiento de la vegetación en función del año, etc.).

Evaluación final

Tras dos años de prácticas de herbivorismo pírico, los resultados indican una significativa reducción de la carga combustible (**figura IV**). La práctica, sin eliminar completamente el matorral, favorece una comunidad abierta de pasto-matorral que puede consolidarse en el largo plazo si las prácticas de gestión pastoral se mantienen, reduciendo la necesidad de control de la combustibilidad por otras vías como las quemaduras recurrentes o los desbroces mecánicos (Canals *et al.*, 2022).

La riqueza de especies y la diversidad florística (índice de Shannon) no experimentan cambios significativos en el corto plazo (dos años, **figura V**), pero en estudios experimentales realizados a más largo plazo (siete años), dentro de la misma ZEC, sí se observa un efecto significativo y positivo del pastoreo en la riqueza de especies y la diversidad del pasto (**figura VI**).

Respecto a los nutrientes edáficos, el nitrógeno mineral del suelo se ve afectado por el herbivorismo pírico, pero los resultados no son consistentes entre parcelas. El patrón más claro se evidencia para el nitrato, que incrementa el primer año tras la quema en las dos parcelas, reduciéndose después y manteniéndose algo superior en las zonas pastadas (**figura VII**). El contenido de fósforo presenta una evolución distinta entre parcelas, y, tras dos temporadas de pastoreo, disminuye en las áreas pastadas (parcela 25) o bien se mantiene en valores similares entre zonas pastadas y no pastadas (parcela 8).

Persistencia de la zona restaurada

La persistencia de la zona restaurada pasa por la consolidación de un mosaico de pasto-matorral abierto y de alta riqueza florística. Para ello se requiere un plan de pastoreo dirigido de 3-5 años de duración como mínimo. En este proyecto se han testado los primeros dos años, que demuestran no ser suficientes, aunque sí se observan cambios significativos en la vegetación.

Presupuesto y financiación

Ejecución de las quemaduras. Según las tasas establecidas por el Gobierno de Navarra (Ley Foral 2/2012, de 11 de febrero), el coste de las quemaduras de las dos parcelas ascendió a 3.755 € (quemaduras de nivel 2, con una intervención de 11 horas y media y un total de 7 efectivos profesionales terrestres). Estos costes son muy variables según el riesgo de escape de la quema, su localización, la accesibilidad al área y los medios que deben implementarse para realizarla con seguridad.

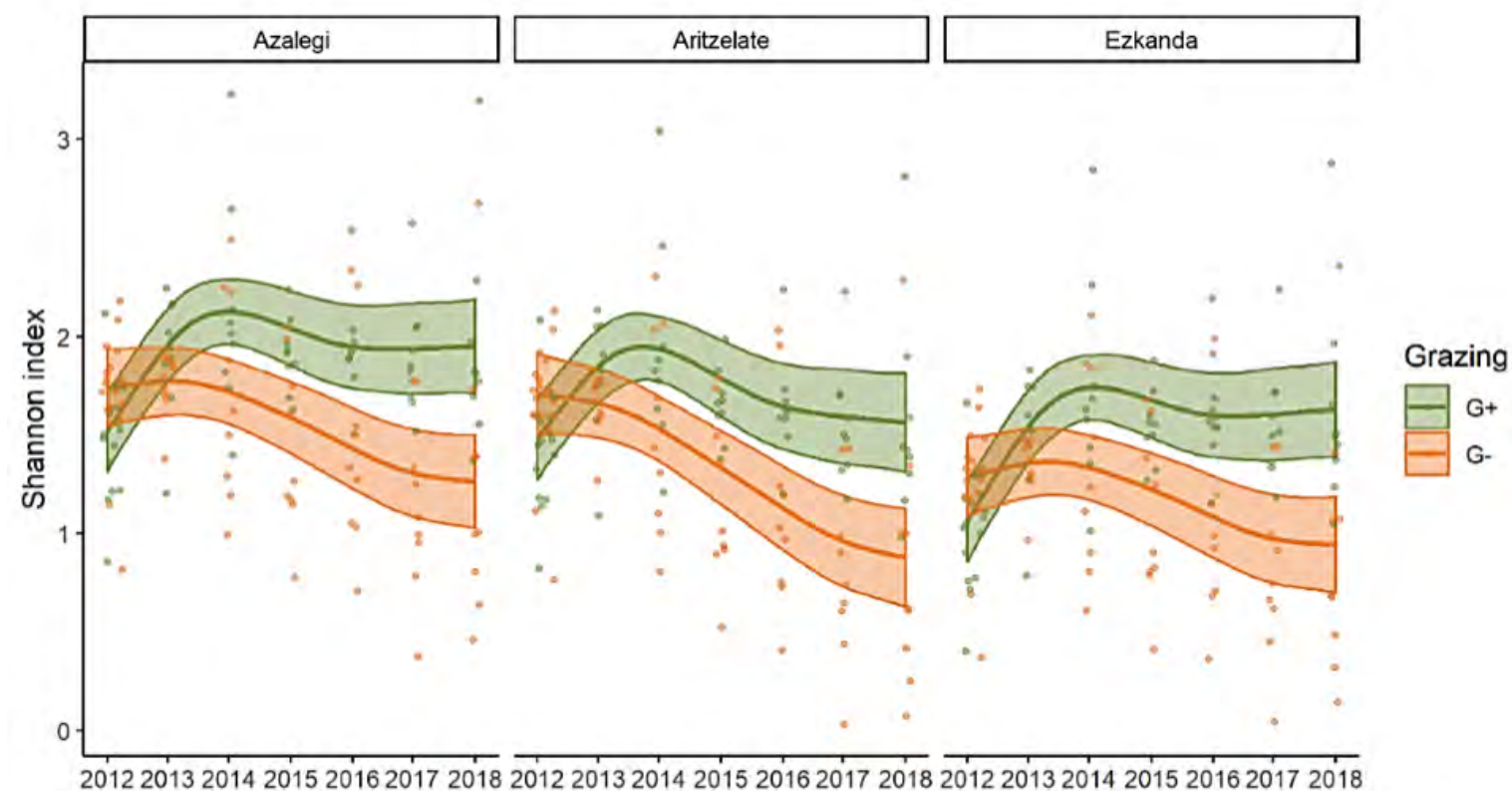


Figura VI. Evolución del índice de diversidad de Shannon en tres parcelas ubicadas en la ZEC Roncesvalles-Selva de Irati tras siete años de prácticas de herbivorismo pírico. En verde, zonas pastadas; en naranja, zonas no pastadas. **Autor:** Múgica *et al.* (2021b).

Ejecución del plan de gestión pastoral. Se presenta una estimación promedio de los costes anuales que asumiría un ganadero para llevar a la práctica un pastoreo dirigido con animales propios, considerando unos periodos de amortización de infraestructuras (cierres, pastores eléctricos solares, abrevaderos, etc.) de 12 años, unos costes anuales de mantenimiento de infraestructuras del 5 %, una campaña de pastoreo de 8 meses y unos gastos de personal de hasta 3 operarios en las épocas de mayor carga de trabajo. Se consideran 4 partidas principales: i) adecuación de accesos al área objeto de restauración; ii) colocación de cercados y portillos (pastoreo no guiado por pastor); iii) abrevada mediante captación de agua de escorrentía; y iv) gestión y supervisión del pastoreo dirigido. Respecto a los puntos i) y ii), los gastos de consumibles y personal ascienden a 2.090 y 1.971 €, respectivamente; el punto iii) (captación de agua, conducción, almacenaje y bebederos) a 625 €; y el punto iv) (pastores eléctricos, complementos forrajeros, vigilancia y movimiento de los animales, etc.) a 932 €. En total, el coste aproximado del pastoreo dirigido se estima que ascendería a 5.618 € anuales.

Esta acción de restauración se cofinanció con el proyecto europeo Interreg Sudoe Open2preserve (SOE2/P5/E0804) titulado: «Modelo de Gestión Sostenible para

la Preservación de Espacios Abiertos de Montaña». El coste de la quema fue asumido por el Gobierno de Navarra Servicio de Bomberos de Navarra.

Sistemas de control

No se han utilizado.

Cualificación del personal

Bomberos experimentados en quemaduras controladas (parques de bomberos regionales de Oronoz-Mugairi y Burguete y equipo Eprif Burguete); técnicos de INTIA experimentados en planificación y prácticas de pastoreo dirigido; ganaderos locales con conocimiento del uso del fuego controlado; personal académico e investigador (2 doctores, 2 estudiantes predoctorales, 4 estudiantes de máster y 1 estudiante de grado) de la UPNA para la planificación experimental y el monitoreo ambiental.

Más información

Referencias:

Canals, R.M. *et al.* (2018) Open2preserve: Preservación de espacios abiertos de montaña, *Navarra Agraria*, 231, pp. 30-32.

Canals R.M., Múgica L., San Emeterio, L. (2021) Informe regional del monitoreo de suelos de la experiencia piloto navarra en el proyecto Open2preserve. (Documento no publicado).

Canals, R.M. *et al.* (2022) Recuperación de pastos mediante herbivorismo pírico: proyecto Open2preserve, *Navarra Agraria*, 250, pp. 35-39.

Fuhlendorf, S.D. *et al.* (2009). Pyric herbivory: rewilding landscapes through the recoupling of fire and grazing, *Conservation Biology*, 23, pp. 588-598.

Ibarrola, A., Múgica, L. y Canals, R.M. (2021) Informe regional de implementación de la experiencia piloto navarra en el proyecto Open2preserve. (Documento no publicado).

Múgica, L., Ibarrola, A. y Canals, R.M. (2021a) Informe regional del monitoreo de vegetación de la experiencia piloto navarra en el proyecto Open2preserve. (Documento no publicado).

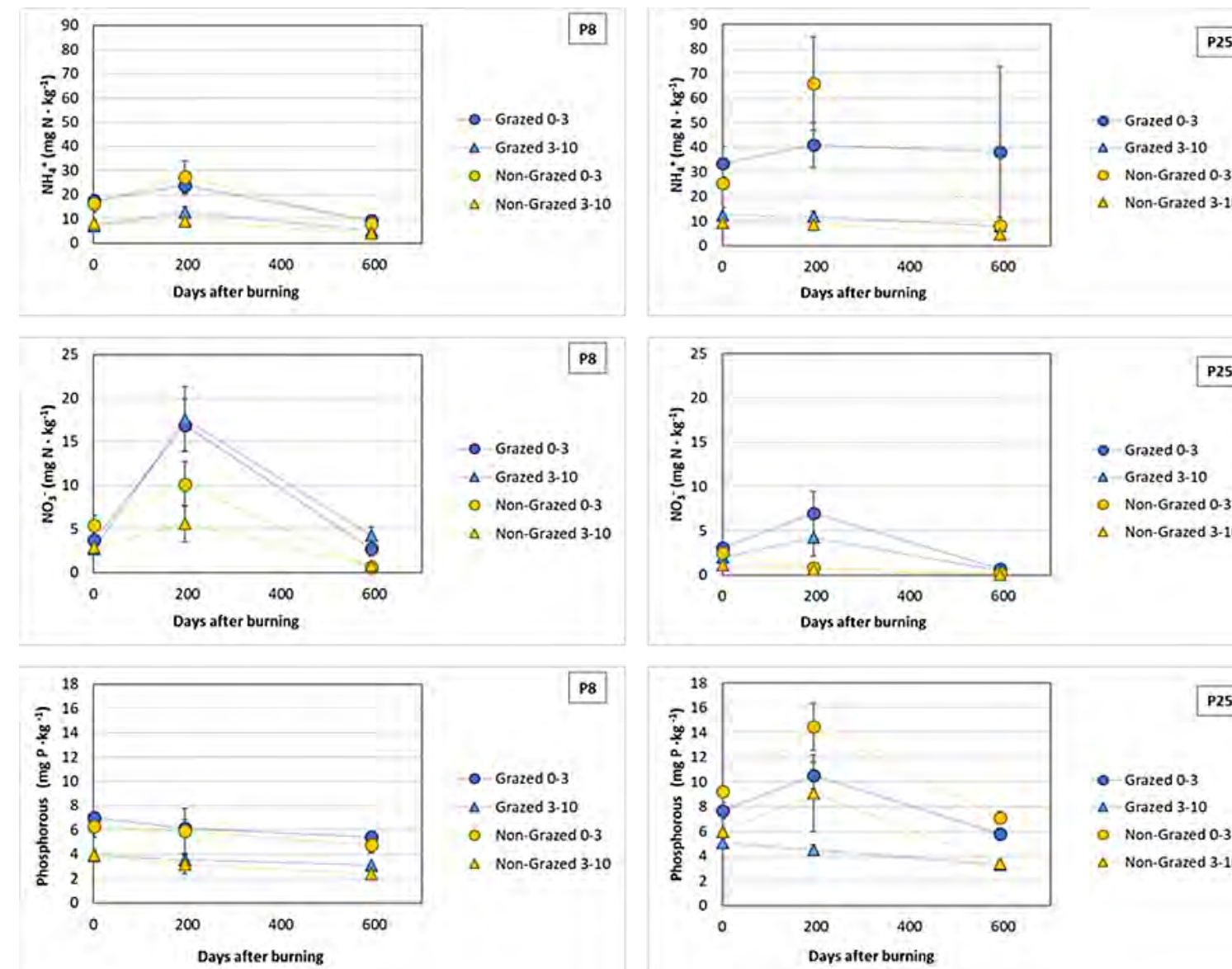
Múgica, L. *et al.* (2021b) Decoupling of traditional burnings and grazing regimes alters plant diversity and dominant species competition in high-mountain grasslands, *Science of the Total Environment*, 790, 147917.

Sáez, J.L. *et al.* (2022) Preservación de espacios abiertos de montaña. Producciones de carne asociadas, *Navarra Agraria*, 252, pp. 30-35.

Web:

<https://open2preserve.eu/>

Autores: Rosa Maria Canals Tresserras (UPNA); y José Luis Sáez Istilart (IN-TIA).



➤ **Figura VII.** Evolución de las concentraciones de nitrógeno mineral y de fósforo en los primeros centímetros del suelo (0-3 cm; 3-10 cm) en las zonas pastadas (azul) y control (amarillo) de las dos parcelas (P8 y P25) tras dos años de herbivorismo pírico.
Autor: Canals *et al.* (2021b).



Nombre del proyecto

GRUPO OPERATIVO OLIVARES DE MIEL. PROYECTO «INTRODUCCIÓN DE PLANTAS MELÍFERAS EN OLIVARES TRADICIONALES DE LA COMUNIDAD DE MADRID: INFLUENCIA SOBRE EL SUELO, LA EROSIÓN, LA MIEL Y EL PAISAJE»

Localización/Ámbito de actuación

El ámbito general de actuación (estudios del potencial agroturístico y de rentabilidad) ha sido la comarca de las Vegas, en el sureste de la Comunidad de Madrid. Las plantaciones de aromáticas e instalación de colmenas para conseguir los Olivares de Miel del estudio se realizaron en olivares de cuatro municipios de la Comunidad de Madrid: Carabaña, Perales de Tajuña, Estremera y Colmenar de Oreja, aunque estos dos últimos fueron excluidos durante el desarrollo del proyecto por causas ajenas al estudio.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), de la Comunidad de Madrid, a través del Programa de Desarrollo Rural de la Comunidad de Madrid 2014-2020 (cofinanciado por la Unión Europea a través del fondo FEADER «Europa invierte en las zonas rurales», el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y la Comunidad de Madrid a través del IMIDRA).

Entidad/es socia/s del proyecto

Eva María Miquel del Amo, apicultora.

Javier Domínguez Angulo, paisajista.

Gloria Bermejo López, olivicultora.

Juan Carlos Cosío Huertas, olivicultor.

Unión de Pequeños Agricultores y Ganaderos (UPA-Madrid).

Unión de Cooperativas Agrarias de Madrileñas (UCAM).

Grupo de Investigación Servicios de los Ecosistemas del IMIDRA.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Constitución del grupo operativo: 2018. Proyecto: 24 de octubre de 2019-24 de octubre de 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I: Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca

El paisaje agrario de la Comunidad de Madrid en la comarca de las Vegas es diverso, destacando en las zonas de páramo los cultivos leñosos en secano de olivar y viñedo, entremezclados con cultivos extensivos de cereal, especialmente trigo y cebada. La degradación del espacio en esta zona es debida a los cambios de uso del suelo y a la simplificación de los sistemas agrarios, así como al repetido y profundo laboreo en cultivos que ha producido pérdidas de suelo, nutrientes y materia orgánica, sobre todo debidas a la erosión hídrica de los horizontes superficiales, incentivándose los procesos erosivos en olivares en pendiente. Por otra parte, el excesivo empleo de productos fitosanitarios para controlar plantas adventicias, plagas y enfermedades ha producido una diezma en las poblaciones de fauna útil con importantes funciones ecosistémicas.

Ecosistemas afectados

Zonas agrícolas/agrosistemas

La comarca de las Vegas es la comarca agrícola con mayor superficie de producción de la Comunidad de Madrid. Los principales ecosistemas de la zona son barbechos y secanos, cuestas y cortados yesíferos y, en menor medida, sotos y riberas, y encinar. Los Olivares de Miel se ubican en los barbechos y secanos, donde predominan los olivares tradicionales con amplios marcos de plantación, habitualmente en pendiente.

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación de implantar el paisaje agrario sostenible Olivares de Miel surgió del paisajista y la apicultora socios del grupo operativo, ambos residentes en la comarca de las Vegas, que percibieron una pérdida de biodiversidad en los olivares de su entorno (escasez del canto de aves, falta de artrópodos y de pequeños mamíferos, etc.) e idearon una posible solución a este problema. También buscaban, por un lado, aumentar la rentabilidad del olivar al diversificar su producción, lo que podría beneficiar a los olivicultores locales cuyos olivares tradicionales de secano y de menos de 140 pies/ha son poco rentables; y, por otro lado, establecer medidas para proteger el suelo y mejorar la biodiversidad del agrosistema, ampliando los recursos florales para las abejas de la miel en los meses estivales y asentando a los apicultores en sus municipios.

Diagnóstico ecológico

La comarca de las Vegas se encuentra dentro de la depresión o llanuras del Tajo del sureste de la Comunidad de Madrid, con altitudes entre 400 y 800. m s. n. m., bañada por los ríos Jarama, Tajuña y Tajo. Posee un clima mediterráneo continental caracterizado por grandes oscilaciones térmicas entre los meses de verano, largos y calurosos, y los inviernos fríos. La media anual de precipitación, concentrada en otoño y primavera, es una de las más bajas de la comunidad autónoma, con menos de 400 mm en algunos municipios.

Las unidades de paisaje más características en la zona de estudio son olivares, secanos, mosaicos de olivos y secanos con manchas de matorral y arbolado, como coscojas y encinas, y matorral gipsícola. Abundan labiadas, cistáceas, rutáceas, compuestas, euforbias, cardos y matas espinosas, algunas generando problemas de malas hierbas en cultivos. La retama y el esparto son frecuentes en estos terrenos.

Numerosas especies de artrópodos se refugian entre cultivos e islas de vegetación natural, con importantes funciones en el ecosistema, tales como polinizadoras, detritívoras, depredadoras, etc. Entre los vertebrados destacan aves esteparias y de llanuras cerealistas (aláudidos, paséridos, fringílidos), algunas rapaces y pequeños mamíferos (Comunidad de Madrid, 1987 y 2007).

El excesivo laboreo del olivar en las últimas décadas ha provocado graves pérdidas de suelo por erosión, así como su degradación, además de una simplificación del agroecosistema al manejarse como un monocultivo, produciendo una reducción en la riqueza y abundancia de especies vegetales, animales y de microorganismos del suelo asociadas. Además, desde el punto de vista socioeconómico, el olivar tradicional en la Comunidad de Madrid adolece de escasa rentabilidad, lo que ha conllevado, en muchos casos, a su progresivo abandono. Para revertir esta situación, el grupo operativo Olivares de Miel ofrece como alternativa la introducción de líneas de aromáticas en las calles de olivar y colmenas de abeja melífera en las inmediaciones.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los Olivares de Miel están planteados para mejorar la gestión de los espacios seminaturales, en concreto los espacios agrícolas de olivar tradicional, ayudando además a reparar la funcionalidad de estos agroecosistemas, por lo que podrían ser catalogados dentro de las actividades de reducción de impactos y remediación ecológica.

Los objetivos ecológicos y sociales de la restauración en los Olivares de Miel son:

- O1. Aumentar la diversidad de plantas y, con ello, de hábitats, con la introducción de aromáticas en las calles de olivar: número de especies vegetales/ha olivar, porcentaje de cobertura vegetal/ha olivar.
- O2. Incrementar la diversidad entomológica al generar nuevos refugios y zonas de alimento: riqueza (número de especies de artrópodos/ha olivar) y abundancia (número de individuos/ha olivar), número de especies con funciones polinizadoras, depredadoras, omnívoras/ha olivar.
- O3. Reducir la pérdida de suelo y nutrientes mejorando la fertilidad del suelo; incrementar la materia orgánica del suelo; y reducir la erosión superficial: estabilidad de agregados, carbono orgánico, actividad microbiana.
- O4. Evaluar la rentabilidad y la puesta en valor del policultivo: revisión de especies aromáticas según criterios edafoclimáticos y socioeconómicos; diseño de marcos de plantación de aromáticas según características específicas de parcelas; análisis palinológico de polen y miel de colmenas circundantes; costes-beneficios de diferentes escenarios de implantación de aromáticas (lavanda o lavandín) en 10,25 o 50 ha de olivar.
- O5. Aumentar el atractivo turístico de la comarca: diseño del mapa de olivar tradicional en la Comunidad de Madrid; diseño de mapa intercalando olivar tradicional con otros criterios (cercanía, infraestructuras y visibilidad); y número de escenarios privilegiados identificados en la comarca de las Vegas para combinar los Olivares de Miel con un interés complementario (pueblo turístico, interés histórico, panorámico o agro-productivo).

Marco legal

No aplica.

Acciones de restauración

En relación con las acciones para lograr los objetivos O1, O2 y O3, la principal actuación ha sido la plantación de aromáticas. Para ello se preparó el terreno en febrero-marzo, eliminando la vegetación y haciendo un surco (30-50 cm profundidad) con subsolador o cultivador con rodillo desterrador. Luego se introdujo la planta a raíz desnuda cada 50 cm, enterrando bien las raíces y pisando con firmeza el suelo. Se dio un riego de asiento a la nueva plantación.



Figura 1. Floración de lavandín en la parcela de Olivares de Miel de Carabaña (Madrid). Autoría: IMIDRA.

Para facilitar el paso de maquinaria y los trabajos asociados, se plantó una línea de aromáticas en calles alternas en los olivares con calles de 9-12 m. Cuando el marco del olivar era muy ancho (16 m), se plantaron dos filas de aromáticas separadas 1,5 m en todas las calles. Si el olivar está en ladera, lo ideal es poner las aromáticas en perpendicular a la pendiente para frenar la erosión.

Las acciones para contribuir al O4 fueron diversas. Por un lado, hacer un estudio sobre la selección de la aromática a introducir, su densidad y distribución. En los Olivares de Miel se trabajó con romero, lavanda y lavandín. Para destinar la aromática a obtención de aceites esenciales, es recomendable elegir una variedad comercial de calidad, ya que el aceite esencial debe cumplir normas de calidad para su venta en perfumería o cosmética. Para destinar el Olivar de Miel a fines turísticos, paisajísticos y de mejora de la biodiversidad, se puede buscar una combinación de aromáticas más compleja, de floración escalonada, que florezcan incluso en el verano, por ejemplo, lavanda/lavandín, romero, tomillo y salvia. Lo ideal en este caso es contar con especies autóctonas y variedades locales, adaptadas a las condiciones edafoclimáticas. Por otro lado, se procedió a la instalación de colmenas para estudiar su evolución y la calidad de sus productos apícolas. Las colmenas de abeja melífera de raza autóctona se ubicaron en las inmediaciones de las parcelas con orientación sur, se realizaron revisiones periódicas, monitoreo continuo con báscula y sensores y recogida de muestras de miel y polen. Además, para completar la información ofrecida a los olivicultores interesados, se realizó un estudio sobre la viabilidad económica del Olivar de Miel respecto al olivar tradicional en la zona con tres superficies diferentes y dos especies de aromáticas.

La acción más destacada para alcanzar el O5 fue encargar la redacción de un estudio turístico a la Universidad Complutense de Madrid, para conocer si a escala regional el Olivar de Miel funcionaría como un reclamo de atracción turística.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

La difusión y transferencia de resultados se ha realizado tanto a colectivos profesionales (agricultores, apicultores y técnicos) como al público en general, por su potencial como usuarios y consumidores de los servicios y productos ofrecidos. Destaca la jornada de visita a las fincas demostrativas de Olivares de Miel de Carabaña y Perales de Tajuña en julio de 2022, que contó con más de cincuenta asistentes. También se ha presentado el proyecto en jornadas, webinarios, congresos nacionales e internacionales, ferias y espacios vinculados a la investigación o al sector rural. La difusión se ha realizado en publicaciones en prensa general y especializada, en webs de Administraciones públicas, en redes sociales y en la web del proyecto, así como en programas de radio y televisión.

Seguimiento de la RE

O1, O3. Una vez realizada la plantación, se ha hecho un seguimiento mensual para evaluar el arraigo y la reposición de marras. Anualmente, se han tomado muestras de suelo en la zona con aromáticas y sin aromáticas de cada parcela para analizar los cambios en las características físico-químicas (almacenamiento de carbono orgánico en el suelo hasta 30 cm, estabilidad de agregados, velocidad

de infiltración, etc.) y biológicas del suelo (diversidad funcional). También se ha evaluado cada año la evolución de la cobertura vegetal.

O4. Se ha medido la producción de los olivos en cada una de las zonas, elaborando el aceite de oliva virgen para determinar su calidad y la posible influencia de las aromáticas (rendimiento del aceite, contenido de polifenoles y pigmentos). También se han realizado análisis palinológicos del polen y miel de las colmenas. Por último, se ha evaluado el rendimiento de la producción de las aromáticas, extraído los aceites esenciales y analizado su composición química.

O2. Se ha estimado la incidencia del policultivo en la biodiversidad mediante muestreos anuales en primavera y verano con el fin de observar toda la entomofauna que pudiera coincidir con el vuelo de las abejas y la que pudiera estar asociada a olivos y aromáticas (riqueza y abundancia de artrópodos según grupos tróficos: polinizadores, depredadores, parasitoides, herbívoros, detritívoros y omnívoros).

Mantenimiento

La reposición de marras es clave antes del segundo año de plantación, con el fin de evitar competencias entre aromáticas de distintas edades. Anualmente hay que desbrozar alrededor de las aromáticas. En los dos primeros años de plantación, si hay mucha competencia con flora adventicia, puede ser útil acolchar con restos de poda o malla antihierba. Sería necesario hacer un análisis del suelo a los 4-5 años para ver si hubiera algún déficit de nutrientes y fuera necesario abonar.

Desviaciones

Se quería haber realizado la plantación de aromáticas en perpendicular a la pendiente para evaluar la retención de suelo, pero los agricultores que cedieron las fincas decidieron ponerlas a favor de pendiente para facilitar las labores agrícolas. Por tanto, se ha utilizado un modelo matemático (RUSLE) para evaluar la pérdida de suelo.

El diseño inicial contemplaba la plantación de cinco especies aromáticas de floración escalonada para crear corredores de biodiversidad. Sin embargo, se redujo a una o dos especies para facilitar el manejo por el agricultor. Sólo se usaron variedades comerciales de lavandín y lavanda, para que pudieran ser destiladas para perfumería.

En Colmenar de Oreja, un suelo excesivamente pobre en nutrientes hizo que las aromáticas no arraigaran a pesar de su elevada rusticidad. A esto se le sumó una elevada herbivoría, que hizo perder esta parcela de estudio. Es fundamental hacer una caracterización previa del suelo y analizar si es conveniente para las aromáticas.



➤ **Figura II.** Abeja de la miel (*Apis mellifera*) en flor de lavandín (*Lavandula x intermedia* var. *Grosso*) en el *Olivar de Miel de Perales de Tajuña (Madrid)*. **Autoría:** IMIDRA.

En la parcela de Estremera se observó una elevada competencia por agua y nutrientes de plantas adventicias con aromáticas. A pesar de haber solucionado el problema, la borrasca Filomena y las heladas posteriores provocaron la muerte de los olivos, perdiéndose esta parcela del estudio.

Es esencial no interferir en las labores propias del olivar y facilitar todo lo posible el trabajo de los agricultores, adaptando el diseño a sus intereses.

Además, es necesario que los agricultores se asocien usando tejidos ya establecidos, como cooperativas y almazaras, para poder compartir gastos de maquinaria y aumentar la rentabilidad de la instalación, mantenimiento y cosecha de las aromáticas.

Evaluación final

O1. Diversidad vegetal. Mediante la plantación de aromáticas se ha creado una cubierta vegetal de 1 m de ancho en Perales de Tajuña y de 2,7 m de ancho en Carabaña, manejada mediante desbroce y no laboreo, lo que implica un manejo más sostenible del olivar y una ampliación de la superficie vegetal de 4,24 y 12,17 % en las fincas, respectivamente. Esto ha dado lugar a un incremento de cobertura de vegetación espontánea en el primer trienio desde la plantación de las aromáticas. Entre las especies de plantas adventicias circundantes a la línea de aromáticas destacan gramíneas (*Avena sp.*, *Bromus sp.*, *Hordeum sp.*, *Lolium sp.*, etc.), leguminosas (*Medicago spp.*, *Astragalus sp.*), compuestas (*Taraxacum sp.*, *Silybum marianum*, etc.), crucíferas (*Diplotaxis spp.*, etc.), *Convolvulus arvensis*, *Malva sylvestris*, *Silene spp.*, *Muscari sp.* y otras herbáceas.

O2. Diversidad entomológica. Un resultado esperado es la mejora del hábitat asociado al olivar al introducir aromáticas que sirven de alimento no sólo para abejas de la miel, sino para abejas y abejorros silvestres además de otros polinizadores. Las aromáticas también pueden servir de refugio a enemigos naturales, algunos depredadores y parasitoides de plagas de olivos. Por el momento, se han analizado los artrópodos epigeos muestreados en abril y mayo de 2022 en los Olivares de Miel de Carabaña y Perales de Tajuña, obteniendo más de 4.500 individuos, 53 % correspondientes a insectos (90 %) y arañas (10 %). De los restantes, un 43 % son colémbolos y en menor medida aparecen otros arácnidos (ácaros, opiliones, pseudoescorpiones), miriápodos y crustáceos (isópodos). Han aparecido 17 familias de arañas de hábitos depredadores y 13 órdenes de insectos con 65 familias de distintos hábitos alimentarios (detritívoros, herbívoros, omnívoros, depredadores y parasitoides), principalmente de los órdenes *Hemiptera*, *Hymenoptera* y *Diptera*. El tratamiento con menor diversidad de especies fue el ubicado en mitad de la calle de olivar de la zona sin aromáticas, y la riqueza de especies bajo las aromáticas fue cercana, aunque menor, a la zona bajo los olivos.

O3. Mejora del suelo. En el tercer año de proyecto, ya se pueden apreciar algunos cambios en la calidad del suelo de la zona donde se han introducido aromáticas. Así, el resultado más relevante es que el contenido de carbono orgánico del suelo ha aumentado en los primeros 30 cm de profundidad, un 0,14 % en Perales de Tajuña y un 0,24 % en Carabaña, en la zona entre las plantas de aromáticas, y un 0,19 % y un 0,32 %, respectivamente, en la zona de calle entre aromáticas y olivos, comparándolas con la zona sin aromáticas (labrada). En cuanto a los indicadores microbiológicos, se ha observado que la concentración de ADN (de hongos, bacterias y arqueas totales) es mayor en el suelo de la zona con aromáticas, lo cual puede estar relacionado con el aumento de materia orgánica. En cuanto a los indicadores físicos del suelo, no se han identificado cambios entre las zonas con y sin aromáticas en el impacto del agua sobre la estabilidad de los macroagregados, la capacidad de infiltración o la compacidad del suelo. Todavía están siendo analizados diversos parámetros edáficos que permitirán evaluar las posibles mejoras del policultivo en las características del suelo.

O4. Rentabilidad y puesta en valor del policultivo. Se ha observado que no hay diferencias de producción de aceituna entre los olivos de zonas con y sin aromáticas en las parcelas de estudio. Tampoco se aprecian diferencias en la calidad del aceite, en concreto, en el contenido de polifenoles. Es pronto para tener resultados concluyentes en cuanto al rendimiento de las aromáticas, puesto que todavía están en su segundo o tercer año de edad. Sin embargo, se ha comprobado su floración incluso en el mismo año de plantación, pudiendo ser utilizadas para flor cortada y destilación, aunque en menor escala que cuando llegan a su máximo rendimiento (quinto año).

En cuanto al estudio palinológico del polen cosechado por las abejas melíferas, aunque los olivos se polinizan por el viento y no necesitan de las abejas para ello, se ha comprobado que las abejas recogen el polen del olivo y lo llevan a la colmena en gran cantidad, pudiendo ser provechoso para su alimentación. Además, se han obtenido mieles multiflorales, con presencia de polen de labiadas (la familia de las aromáticas plantadas).

Por otro lado, se ha comprobado que para los tres escenarios de Olivar de Miel planteados (implantación de aromáticas en 10, 25 o 50 ha de olivar tradicional), la rentabilidad aumenta ligeramente en todos los casos tras la inversión inicial, con mejores resultados a partir de 25 ha. La lavanda tiene mayor rentabilidad, aunque implica mayores riesgos tanto en cosecha como en precios de mercado. Además, se señala la dificultad de hacer plantaciones mixtas de lavanda y lavandín si el fin de la plantación es la destilación.

O5. Interés turístico: Se han identificado once escenarios privilegiados en la comarca de las Vegas para implantar los Olivares de Miel, ya sea por su cercanía a pueblos turísticos (Chinchón, Colmenar de Oreja), el interés histórico complementario (memoria histórica relacionada con la Guerra Civil en Morata de Tajuña), su visibilidad panorámica (Carabaña, Villarejo de Salvanés, Brea de Tajo) o su interés agroproductivo (Perales de Tajuña y Villaconejos, con almazaras y apiarios).

Por último, se ha realizado una intensa labor de difusión del proyecto a nivel nacional e internacional. Así, el Olivar de Miel está despertando gran interés en el sector olivarero y diversos colectivos profesionales están considerando esta opción agroecológica como una tendencia, sobre todo en zonas con gran densidad de olivos, como Andalucía.

Persistencia de la zona restaurada

Los propietarios de las parcelas están interesados en continuar con el Olivar de Miel sin el apoyo del grupo operativo, ya que han visto las ventajas que puede ofrecer en cuanto a la preservación del suelo, la mejora de la biodiversidad y la diversificación. Para que otros olivareros decidan implantar este policultivo, se requiere que ayuntamientos, almazaras o grupos de acción local ayuden a la promoción de estos agrosistemas.

Presupuesto y financiación

165.000 €. Financiado por el Programa de Desarrollo Rural de la Comunidad de Madrid 2014-2020 (cofinanciado por FEADER/Unión Europea, MAPA y Comunidad de Madrid a través del IMIDRA).

Sistemas de control

No aplica.

Cualificación del personal

El personal que ha ejecutado las labores científicas, técnicas y de gestión del proyecto pertenece al Grupo de Investigación de Servicios de los Ecosistemas del Departamento de Investigación Aplicada y Extensión Agraria del IMIDRA. El equipo tiene experiencia en conservación de suelos, control de la erosión, cubiertas vegetales y evaluación de servicios ecosistémicos (control biológico de

plagas y polinización) en cultivos leñosos, principalmente olivar y viñedo. Cuenta con personal investigador (cinco doctores: dos especialistas en edafología, dos en conservación de suelos en cultivos leñosos y una en entomología), un técnico de medio ambiente (licenciado en ciencias ambientales) y técnicos de campo y laboratorio de edafología y olivicultura. La plantación de aromáticas ha sido subcontratada a agricultores o empresas de la zona y otras tareas del propio olivar han sido realizadas por los agricultores de las fincas demostrativas. Los servicios de apicultura han sido realizados por profesionales de la Fundación Amigos de las Abejas. El estudio económico ha sido elaborado por UPA-Madrid, debido a su experiencia en el asesoramiento profesional al sector agrario. El estudio turístico ha sido ejecutado por el Grupo de Investigación Territorio, Desarrollo y Cultura: Teoría y prácticas actuales en la dialéctica Norte-Sur, de la Universidad Complutense de Madrid, expertos en analizar el efecto del turismo a escala global y local.

Más información

Referencias:

Comunidad de Madrid (1987) *Ecosistemas Madrileños*. Madrid: Consejería de Agricultura y Ganadería.

Comunidad de Madrid (2000) *El Medio Ambiente en la Comunidad de Madrid*. Madrid: Consejería de Medio Ambiente.

Comunidad de Madrid (2007) *Atlas. El Medio Ambiente en la Comunidad de Madrid*. Madrid: Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura.

Web:

<https://olivaresdemiel.es/>

Autores: Ana Moreno-Delafuente (Departamento de Investigación Aplicada y Extensión Agraria, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario); Omar Antón Iruela (Departamento de Investigación Aplicada y Extensión Agraria, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario); y Blanca Sastre Rodríguez (Departamento de Investigación Aplicada y Extensión Agraria, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN FORESTAL EN EL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL (CIUDAD REAL)

Localización/Ámbito de actuación

Daimiel y Villarrubia de los Ojos. Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel (Ciudad Real).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

WWF España.

Entidad/es socia/s del proyecto

Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel (Organismo Autónomo Parques Nacionales [en adelante, OAPN]).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2011-2021.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura.

Ecosistemas afectados

En España los territorios donde más bosques han desaparecido se corresponden principalmente con las dos mesetas y los valles de los grandes ríos (WWF España [2012]. «Bosques españoles: Los bosques que nos quedan y propuestas de WWF para su restauración»).

Los carrascales o encinares, bosque potencial de toda la zona de protección de Las Tablas (9340. Bosques de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*) son en este sentido una de las formaciones más castigadas: en España únicamente se conserva un 9 % de sus bosques originales y, con carácter general, su estado de conservación dista de ser óptimo. El intensivo cultivo ha motivado esta situación.

Por su parte, las dehesas (6310. Dehesas perennifolias de *Quercus spp.*) son consideradas, a nivel europeo, como ejemplos modélicos de sistemas agrarios de alto valor natural. Sin embargo, en los últimos años, el abandono de los usos tradicionales del territorio ha transformado el paisaje poniendo en riesgo la continuidad de estos ecosistemas y su biodiversidad asociada.

Motivación para desarrollar el proyecto

El proyecto de WWF se enmarca en un programa más amplio del parque nacional de restauración de hábitats, con el objetivo de recuperar un mosaico de diferentes tipos de formaciones vegetales donde se intercalen superficies forestales reforestadas, pastizales naturales con terrenos de labor y olivares de secano, para incrementar la biodiversidad del parque.

Para WWF, asegurar el futuro de los humedales es garantizar nuestro propio futuro, ya que no sólo son una importante fuente de biodiversidad, sino que ofrecen numerosos servicios ambientales a la sociedad. Desde hace más de una década trabajamos en la zona para provocar un cambio en la gestión del agua y la agricultura en la cuenca del Guadiana, que asegure un uso racional y sostenible de los acuíferos de los que depende el río.

Diagnóstico ecológico

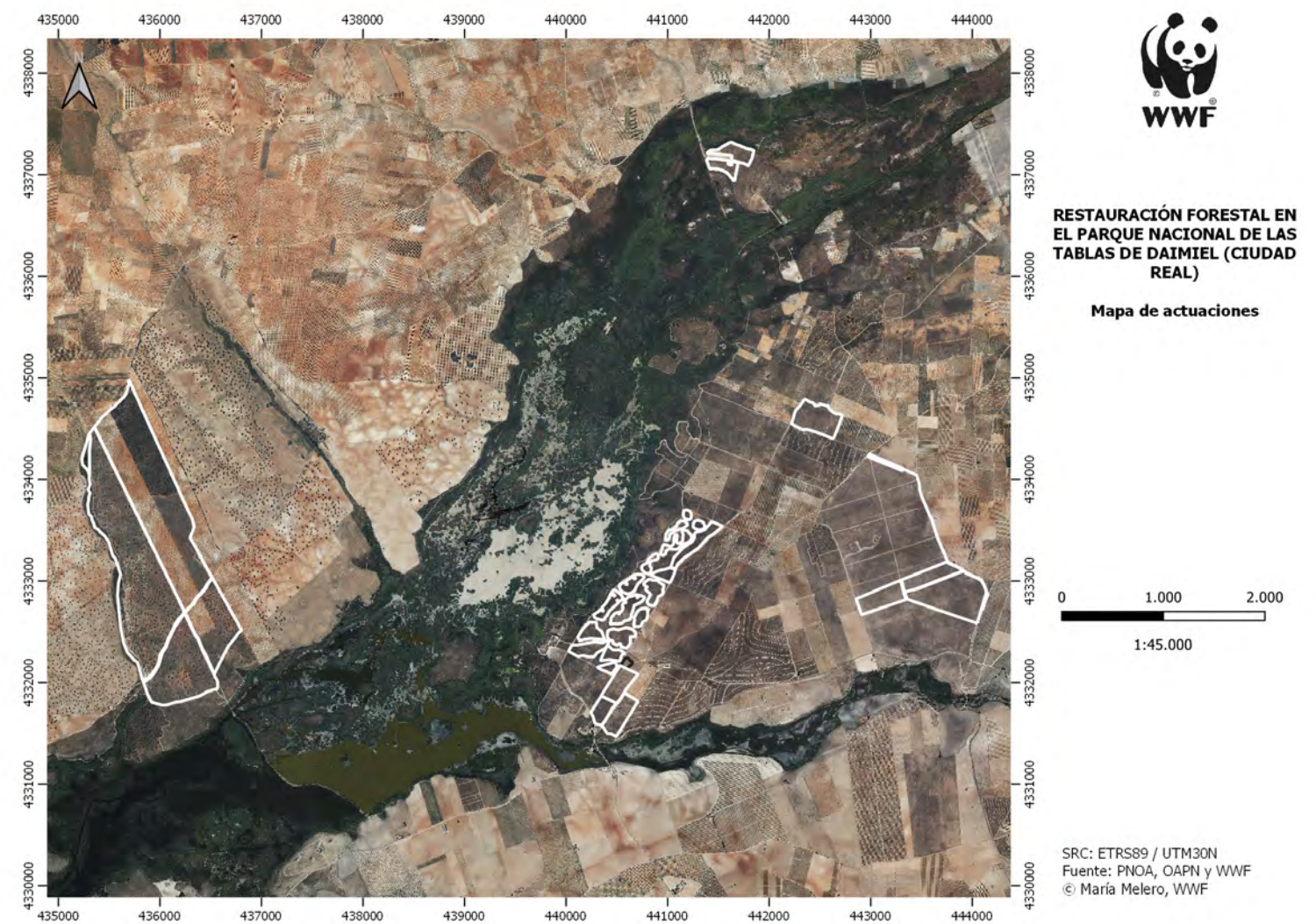
La conservación de este humedal depende de forma directa del agua que le suministran los acuíferos de la cuenca alta del río Guadiana. Durante los últimos treinta años, estos acuíferos han sufrido la sobreexplotación y contaminación de sus aguas, lo que ha ocasionado la desecación de los emblemáticos Ojos del Guadiana y la práctica desecación de Las Tablas de Daimiel. Además, ha disminuido notablemente la vegetación palustre y los bosques que rodean el humedal, ligado a la agricultura intensiva.

Las zonas de actuación coinciden con antiguos cultivos agrícolas de regadío que se adquieren por parte del OAPN. Tras el cese de la agricultura, en estos terrenos comienzan a desarrollarse los procesos de recuperación de sus ecosistemas naturales con la aparición de numerosas especies herbáceas. Las acciones de restauración planteadas buscan acelerar el proceso de recolonización de otras especies autóctonas arbustivas y arbóreas.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El proyecto parte de un cambio de uso del suelo de los terrenos sobre los que se actúa: agricultura intensiva de regadío a forestal. Por lo tanto, desaparecen los impactos que producen la degradación y se inicia la recuperación de los ecosistemas naturales que antaño ocuparon esas superficies.

Para la identificación de los ecosistemas de referencia se han utilizado pequeños remanentes de vegetación potencial al norte del parque, con representación de



➤ **Figura 1.** Mapa de las actuaciones de restauración forestal ejecutadas en el marco del proyecto. **Autora:** María Melero, de WWF.

carrascales con el elenco de especies acompañantes. Esta es la vegetación que se ha intentado replicar en bosquetes y setos. Por su parte, el trabajo de recuperación de manchas de quejigar se ha basado en la identificación de los pocos ejemplares de la especie que se asientan sobre calizas en la zona. En el caso de las dehesas se ha empleado ortofotografía aérea histórica.

Marco legal

El Programa de Restauración de Hábitats en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel está incluido en su Plan Rector de Uso y Gestión, aprobado en 2017.

Acciones de restauración

Con el objetivo de recuperar un mosaico de diferentes tipos de formaciones vegetales, se han realizado acciones de plantación en diferentes tipologías de ecosistemas:

- Bosquetes de vegetación autóctona. Se ha introducido encina (*Quercus ilex*), coscoja (*Quercus coccifera*), romero (*Salvia officinalis*), retama (*Retama sphaerocarpa*), cornicabra (*Pistacia terebinthus*), espino negro (*Rhamnus lyciodes*), olivilla (*Phillyrea angustifolia*), almendro (*Prunus dulcis*) e higuera (*Ficus carica*). La preparación del terreno ha sido mecanizada y puntual, por ahoyado con retroexcavadora. El marco de plantación ha sido irregular, para promover una mayor naturalización de las actuaciones y un menor efecto paisajístico. Se ha empleado una densidad de 800 pies/ha. Se han protegido los plantones frente a herbivoría mediante mallas protectoras o tubos protectores. Para la encina, en alguna de sus campañas de plantación, se han recogido bellotas en el propio parque nacional, produciéndose en el Vivero Escuela del OAPN Río Guadarrama (Madrid). En el resto de los casos se ha compatibilizado la región de procedencia con la zona, utilizándose planta de 1-2 savias con buen desarrollo radicular y certificado fitosanitario.
- Dehesas. Se ha introducido encina (*Quercus ilex*). Se ha usado el mismo planteamiento de la plantación, salvo la densidad (50 pies/ha) y el sistema de protección frente herbivoría (jaulones a base de malla cinética y postes de madera o hierro).
- Setos. Se ha introducido coscoja (*Quercus coccifera*), romero (*Salvia officinalis*), retama (*Retama sphaerocarpa*), cornicabra (*Pistacia terebinthus*), espino negro (*Rhamnus lyciodes*) y olivilla (*Phillyrea angustifolia*). Se ha usado el mismo planteamiento de plantación que en los bosquetes. En este caso, la disposición de esta plantación ha sido lineal (dos hileras, al tresbolillo entre ambas) en el borde de una de las parcelas de actuación.
- Mancha relicta de quejigar. Se ha introducido quejigo (*Quercus faginea*). Se ha usado el mismo planteamiento que para las dehesas.



➤ **Figura II.** Plantón de encina introducido en una zona de dehesa.
Autora: María Melero, de WWF.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Durante el proyecto se han organizado cerca de una treintena de actividades de sensibilización (plantaciones, mantenimiento de plantaciones, seguimiento de plantaciones, recogida de semillas, construcción de cajas nido para pájaros, construcción de vivares para conejo, etc.) que han contado con la participación de más de un millar de personas entre escolares de primaria y secundaria, universitarios, voluntarios de WWF y del OAPN, población local (incluidos agricultores) y empleados de empresas.

A lo largo del proyecto se han coordinado acciones, además de con el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, con la Guardería Forestal, el Centro de Visitantes, el Centro de Interpretación del Agua en Daimiel, y los Ayuntamientos de Villarrubia de los Ojos y Daimiel, entre otros.

Las acciones de reforestación (plantación y mantenimiento) han sido ejecutadas por trabajadores forestales de Villarrubia de los Ojos, uno de los dos municipios que conforman el parque.

Seguimiento de la RE

De forma periódica, y aun finalizado el proyecto, continuamos aplicando el protocolo de seguimiento para proyectos de restauración forestal desarrollado por la Universidad Politécnica de Madrid y WWF. Las variables principales que se han medido para la vegetación introducida son estado vegetativo y supervivencia y variables morfológicas (altura, diámetro en la base del tronco o diámetro de copa del matorral). De forma complementaria, se han contabilizado otras variables cuantitativas de la vegetación espontánea (número de especies, cobertura y talla).

Mantenimiento

Principalmente, el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, aunque también WWF, han desarrollado labores de mantenimiento periódicas para el buen éxito de las actuaciones realizadas, tales como binas, revisión de protecciones, reposición de marras, etc. Aun finalizado el proyecto, el parque sigue incluyendo este tipo de actuaciones en su gestión anual para garantizar la viabilidad de las restauraciones.

Desviaciones

En una zona como la que nos ocupa, con precipitaciones escasas por debajo de los 400 mm anuales, resulta muy importante la preparación previa del terreno (ahoyado con retroexcavadora) para facilitar el arraigo y primer desarrollo de los plantones a introducir. El hecho de estar actuando sobre terrenos agrícolas (abonados en el pasado) ha favorecido, en general, resultados aceptables de supervivencia. También la elección de densidades elevadas en los bosquetes de vegetación autóctona (800 pies/ha).

Los primeros años del proyecto se colocaban protectores solamente a las quercíneas para generar sombreado, pero, debido a problemas de herbivoría, fue necesario generalizar su uso a todas las especies.

Las binas primaverales también han resultado muy eficientes para reducir la competencia de la vegetación herbácea.

La higuera no ha arrojado buenos resultados de supervivencia en las actuaciones.

Evaluación final

Se ha intervenido en un total de 283 ha: 228 ha en dehesas y quejigar, 50 ha de bosquetes y 2 km lineales de setos. Se han introducido en total cerca de 55.000 plantones de especies autóctonas.

Los resultados del seguimiento arrojan que la supervivencia de la vegetación introducida oscila desde el 67 % en los bosquetes de vegetación autóctona hasta el 86 % en las dehesas recuperadas. Aunque todas las especies seleccionadas han respondido de forma favorable a las plantaciones (salvo la higuera), romero y encina son las especies que han mostrado supervivencias por encima de la media en varios de los parajes estudiados. Por su parte, de nuevo el romero, aunque también la retama, son las especies que presentan, de media, una mayor altura. Para el diámetro, las diferencias entre especies o por parajes se encuentran más homogéneas.

En cuanto a la vegetación espontánea, los resultados muestran, en general, valores bajos en biodiversidad. No obstante, en seguimientos realizados en el parque nacional, el número de efectivos de otros indicadores, como la población de mariposas, se ha visto incrementado notablemente en poco tiempo. En algunos parajes donde se ha trabajado, la competencia que ha ejercido la vegetación espontánea sobre la introducida ha sido elevada, debido a su cobertura y talla.

En general, los trabajos de restauración del parque nacional, junto a entidades como WWF, han creado un cambio de paisaje claro entre los terrenos públicos reforestados (**figura III**) en comparación con los cultivos agrícolas intensivos de regadío del entorno. Esta transformación posibilitó la ampliación de la superficie del parque nacional en 2014. El cambio del uso del suelo permitirá, a medio plazo, la mejora del balance hídrico del parque, siempre y cuando se rebaje la sobreexplotación de los acuíferos.

Persistencia de la zona restaurada

Los terrenos de actuación corresponden a antiguos predios agrícolas de regadío adquiridos por el OAPN, con el objetivo prioritario de reducir la presión de la agricultura de regadío intensivo en el entorno del parque nacional. El OAPN lleva trabajando 25 años en esta línea y ha adquirido unas 2.500 ha y rescatado



➤ **Figura III.** Aspecto actual de los trabajos de restauración. **Autora:** María Melero, de WWF.

2.400.000 m³ de derechos de riego legales. El objetivo prioritario es la mejora del hidroperiodo del parque nacional cuando está inundado, ya que la reducción de las extracciones en su entorno inmediato permite una mayor permanencia del agua cuando se inunda. La inversión del OAPN supera los 30.000.000 €.

De forma complementaria, estos predios agrícolas han sido objeto de un programa de restauración de hábitats. Dichos predios han sido incluidos, en su mayoría, en la ampliación de la superficie del parque nacional de 2014; por tanto, está garantizada la conservación de la zona restaurada a largo plazo.

Presupuesto y financiación

Inversión económica del sector público: 13.433,04 €.

Inversión económica del sector privado (fundaciones privadas): 617.176,30 €.

Total de inversiones: 630.609,34 €.

Este presupuesto incluye todas las acciones realizadas en el marco del proyecto (acciones de restauración, participación, seguimiento, mantenimiento, etc.).

Sistemas de control

No se ha aplicado específicamente ningún estándar o sistema de certificación. No obstante, WWF España adopta en todos sus proyectos de restauración los principios de SER Internacional (Society for Ecological Restoration).

Cualificación del personal

En las diferentes campañas de plantación se ha recurrido a un grupo más o menos constante de trabajadores forestales de Villarrubia de los Ojos, con conocimiento de la zona y experiencia acumulada en otros trabajos para el parque nacional. Esta encomienda complementaba otras labores agrícolas que realizaba la población local.

Por su parte, el equipo técnico de restauración de WWF (formado por ingenieros de montes, con formación en restauración ecológica) tiene más de una década de experiencia en la coordinación y gestión de proyectos de restauración forestal a lo largo de toda España. Para la realización del proyecto se ha contado además con el apoyo del equipo técnico del programa de participación de WWF (integrado por sociólogos, con formación en facilitación y educación ambiental).

Más información

Web:

https://www.wwf.es/colabora/empresas_por_el_planeta/grandes_proyectos_con_empresas/mision_posible_en_las_tablas_de_daimiel/

Autoría: María Melero (técnico en restauración forestal de WWF España); Carlos Ruiz-De la Hermosa (director del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel).



Nombre del proyecto

ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN DE HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN EL PARQUE NATURAL DEL TURIA

Localización/Ámbito de actuación

El ámbito de actuación son cuatro tramos del río Turia en los municipios de Paterna, Manises, Riba-roja del Túria, Vilamarxant y Pedralba, de la provincia de Valencia.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Conselleria de Infraestructuras, Medio Ambiente, Territorio y Vivienda; Dirección General de Medio Natural y de Evaluación Ambiental; Servicio de Vida Silvestre; y Red Natura 2000.

Entidad/es socia/s del proyecto

Confederación Hidrográfica del Júcar.

Parc Natural del Túria.

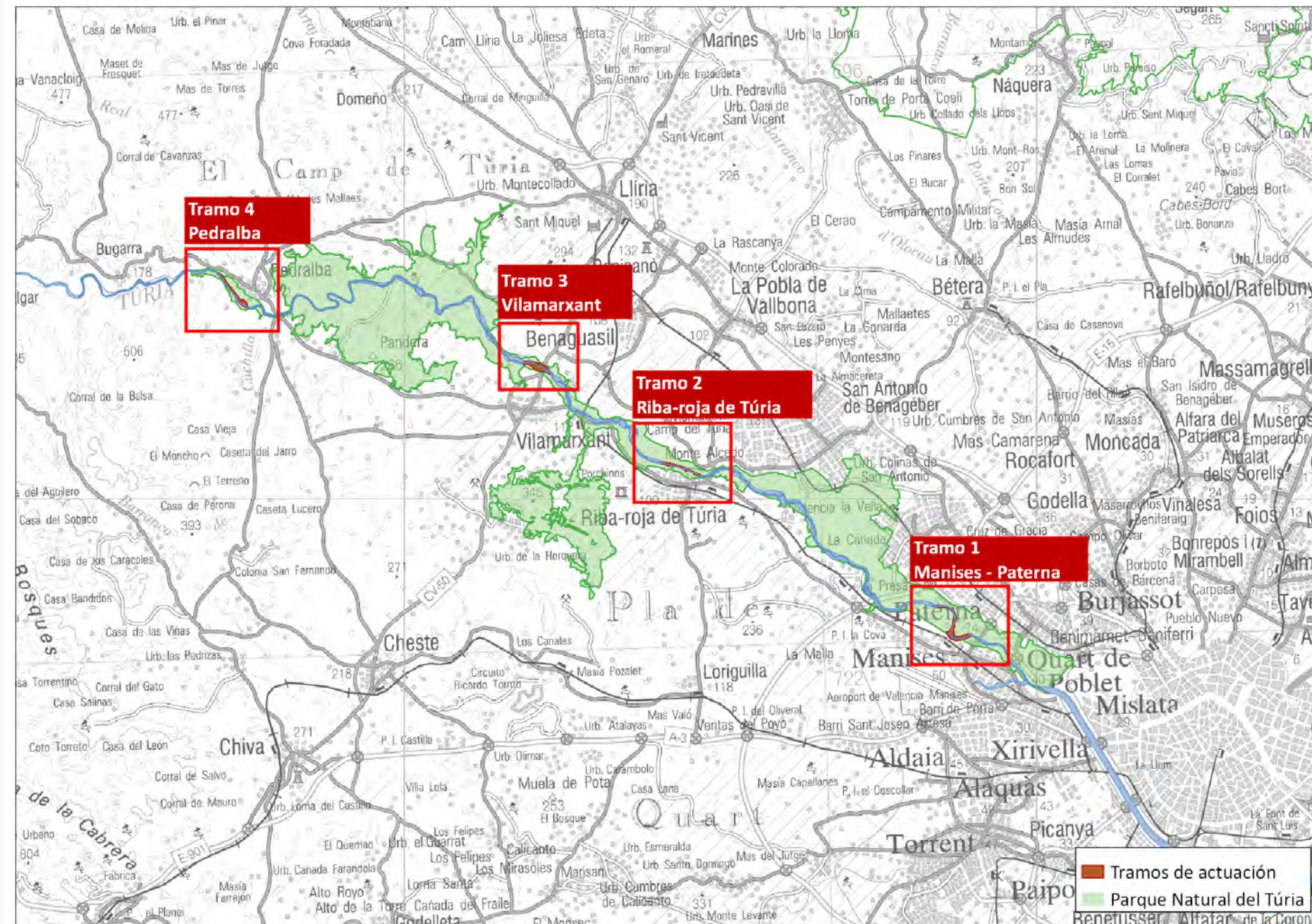
Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Marzo 2021-junio 2023.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca. La situación de partida es la de unas riberas colonizadas por cañaverales y donde las formaciones vegetales nativas aparecen de manera desestructurada y fragmentaria.

Las razones que subyacen a esta situación cabe buscarlas en la intensa presión a la que han estado sometidas las riberas de este río por su aptitud para la agricultura. Esto ha favorecido que, en la práctica, los cultivos llegaran en muchas ocasiones hasta el límite de la zona de crecidas ordinarias o, cuando este no es el caso, que sean caminos rurales los que la delimitan. El abandono reciente de estas áreas de



➤ **Figura I.** Mapa de tramos de restauración. **Autor:** Ramón G. Pereira.

cultivo y su transformación en espacios marginales ha favorecido la colonización intensiva de las mismas por especies vegetales exóticas y, en particular, por cañaverales, favorecidos en el pasado por el hombre por los usos a los que se sometía la especie. Los incendios recurrentes que afectan a estas formaciones vegetales tienen también una incidencia directa en su mantenimiento y extensión, contribuyendo con ello a dificultar la recuperación de las comunidades vegetales nativas. Por último, la regulación hidrológica, con la consiguiente eliminación de las perturbaciones o pulsos fluviales, ha aportado la estabilidad necesaria para la consolidación de comunidades vegetales exóticas en detrimento de las nativas.

Ecosistemas afectados

Los hábitats fluviales de interés comunitario, principalmente los bosques de galería de *Salix alba* y *Populus alba* (Hábitat 92A0) y las galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (Hábitat 92D0).

Motivación para desarrollar el proyecto

En la evaluación del estado ecológico de la cuenca hidrográfica del Júcar se destaca que el estado de conservación de la vegetación de ribera entre Pedralba y Quart de Poblet varía entre mala y pésima según los tramos, al haber sido sustituida prácticamente en su totalidad por cañaverales de *Arundo donax* que excluyen la presencia de otras especies nativas y con una conectividad prácticamente nula con las formaciones forestales colindantes.

Sin embargo, las comunidades vegetales ribereñas son uno de los elementos destacables del parque natural del Turia, porque en muchos casos constituyen las únicas formaciones arbóreas o arbustivas caducifolias en el seno de comunidades esclerófilas perennes. Además, desde el punto de vista funcional, las ripisilvas cumplen numerosas funciones que repercuten en la calidad del hábitat fluvial, toda vez que representan un importante refugio para la fauna y un corredor ecológico por su carácter lineal.

La promoción de medidas directas para su conservación, regeneración, mejora, difusión y puesta en valor está recogida explícitamente entre los fines y objetivos de la declaración del Parc Natural del Túria y en su Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN).

Diagnóstico ecológico

El parque natural del Turia constituye un corredor biológico de gran importancia para la biodiversidad. Sin embargo, su eje vertebrador, el río Turia, en los tramos objeto de restauración mantiene un estado ecológico entre malo y pésimo. En estas zonas los bosques de ribera se hacen escasos y los cañaverales junto con los zarzales pasan a dominar el paisaje del río, llegando a constituir en extensas zonas la única formación vegetal existente.



Figura II. Densos cañaverales ocupando las riberas del río Turia en Vilamarxant.
Autor: Fernando Ramia.

Estos cañaverales suponen una amenaza para la conservación de los hábitats fluviales, ya que interfieren con su estructura y funcionamiento e implican una importante pérdida de biodiversidad, tanto de especies de flora como de fauna autóctona.

Además, la presencia de cañaverales se ha relacionado con los siguientes impactos negativos en el ecosistema fluvial y ribereño:

- Alteración de la hidrología y la geomorfología fluvial, debido a la concentración del flujo del agua en un canal de aguas bajas, lo que conduce a la excavación del cauce y a la inestabilidad de las orillas.
- Elevado consumo de agua debido a su elevada tasa de evapotranspiración, una de las mayores del reino vegetal, con la consiguiente merma de los recursos hídricos.
- Propagación de incendios, a consecuencia de su mayor combustibilidad en comparación con la vegetación ribereña nativa, naturalmente más resistente al fuego.
- Modificación profunda del paisaje, como resultado de la sustitución de las comunidades ribereñas por otras de estructura y aspecto muy diferente.
- Limitado uso social: el río se convierte en un recurso no accesible y apenas visible, pues el cauce queda flanqueado por cañaverales impenetrables y no permeables desde el punto de vista visual. Esto supone que se priva a los habitantes locales del disfrute del río y de su oferta como recurso turístico y sustrato para actividades que permitan la diversificación de la economía rural.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El ecosistema de referencia son los hábitats de interés comunitario:

- 92A0. Bosques de galería de *Populus alba* y *Salix alba*.
- 92D0. Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos.

El objetivo principal del proyecto es recuperar las comunidades vegetales autóctonas de ribera en cuatro tramos del río Turia con vistas a fomentar una transición desde el estado de conservación desfavorable-malo que muestran en la actualidad hacia uno favorable, garantizando la continuidad longitudinal, vertical y transversal del río y recuperando los numerosos servicios ecosistémicos que proporciona. Todo ello mediante la eliminación de las poblaciones de *Arundo donax* y la posterior restauración de la cubierta vegetal con especies estructurales de los hábitats objetivo.

Además, de forma complementaria, estas actuaciones permitirán cumplir otros objetivos complementarios, entre los que destacan:

- Aumentar la complejidad estructural de las riberas y su capacidad de acogida, incrementándose su diversidad de especies de flora y de fauna.
- Establecer formaciones vegetales ribereñas menos inflamables que los cañaverales, y que consumen y evapotranspiran una menor cantidad de agua.
- Garantizar la estabilidad de las riberas y optimizar la capacidad hidráulica de los tramos intervenidos.
- Favorecer el uso público, especialmente el ligado al parque fluvial del Turia.

El objetivo de la restauración estaría situado en la fase «Recupera», ya que se pretende recuperar progresivamente los ecosistemas naturales.

Marco legal

Decreto 43/2007, de 13 de abril, del Consell, de declaración del Parque Natural del Turia.

Decreto 112/2021, de 6 de agosto, del Consell, por el que se aprueba el Plan de ordenación de los recursos naturales del Turia.

Decreto 213/2009, de 20 de noviembre, del Consell, por el que se aprueban medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunitat Valenciana.

Decreto 14/2013, de 18 de enero, del Consell, de modificación del Decreto 213/2009, de 20 de noviembre, por el que se aprueban medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunitat Valenciana.

Orden 10/2014, de 26 de mayo, de la Consellería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, por la que se modifican los anexos del Decreto 213/2009, de 20 de noviembre, del Consell, por el que se aprueban medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunitat Valenciana, y se regulan las condiciones de tenencia de especies animales exóticas invasoras.

Acciones de restauración

Las actuaciones de restauración han consistido en:

- La eliminación de 13,5 ha de cañaverales mediante su desbroce mecánico y posterior cubrimiento con coberturas opacas en cuatro tramos de río que suman 6 km. Este método tiene bajo impacto y elevada eficacia, ya que permite privar de luz a las cañas que emergen hasta agotar las reservas del rizoma, la cual se produce como consecuencia de la emisión continua de nuevos tallos por parte de este órgano en ausencia de retorno de fotoasimilados, sin necesidad de recurrir a productos fitosanitarios.
- Para acelerar la recuperación de las formaciones vegetales ribereñas autóctonas, una vez erradicados los cañaverales, se han realizado plantaciones de restauración de la cubierta vegetal con 15.000 ejemplares de especies nativas que incluyen pastos, matorrales y árboles de 23 especies diferentes. De este modo, se restaurarán los estratos herbáceos, arbustivos y arbóreos que caracterizan a la vegetación ribereña, generando un hábitat de elevada diversidad estructural en 64,8 ha.

Además, en la ejecución del proyecto se han incluido otras acciones complementarias que previsiblemente permitirán garantizar el éxito de la actuación, como son el clareo y poda de arbolado de ribera autóctono (11 ha); la extracción de rizoma junto a las orillas del río (3.015 m³) —que son las zonas más susceptibles



Figura III. Tramo Manises-Paterna 21-6-2021. Autor: A. Antón.

a la reinvasión del cañaveral—; el reperfilado de terraplenes para poder fijar correctamente las coberturas opacas (35.346 m³); el mantenimiento de la coberturas durante dos periodos vegetativos; y la limpieza de basuras del cauce y la gestión de residuos (72 m³).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

En la página web de la Conselleria se ha publicado y puede descargarse libremente:

- El proyecto de restauración completo.
- El dossier resumen del proyecto.
- El panel informativo sobre la metodología de restauración empleada.
- El dossier «Proyectos en ejecución de restauración de hábitats de agua dulce, prados húmedos y bosques mediterráneos caducifolios».

Además, se realizó una presentación del proyecto, el 10 de marzo de 2021, en el centro de interpretación del parque natural del Turia.

Seguimiento de la RE

El proyecto tiene previsto la evaluación de los siguientes indicadores:

- Superficie por tipo de hábitat restaurada y desviaciones respecto al proyecto.
- Incremento del número de especies de flora en parcelas control.

- Índice de supervivencia de los plantones introducidos.
- Índice de rebrotes de cañaverales.

Además, la Confederación Hidrográfica del Júcar evaluará los cambios producidos en los parámetros físico-químicos del agua y en índices como el QBR.

Mantenimiento

La disponibilidad de medios propios por parte del servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000 (Brigadas Natura 2000), de la brigada del Parc Natural del Túria y la implicación de los ayuntamientos de Pedralba, Vilamarxant, Riba-roja del Túria, Manises y Paterna permitirá realizar las acciones de mantenimiento necesarias (especialmente control de rebrotes de *Arundo donax*, desbroces selectivos y riegos de mantenimiento) para garantizar el éxito de la restauración.

Desviaciones

Durante la ejecución del proyecto se han sustituido algunos rodales de cañaverales por otros de mediciones similares por temas de accesibilidad y criterios técnicos acordados entre la dirección facultativa y el jefe de obra. Está pendiente la retirada de las coberturas opacas, que debería realizarse lo antes posible.

Evaluación final

En las 13,5 ha donde las coberturas llevan instaladas más de 18 meses, la caña ha sido erradicada, lo que demuestra la eficacia del método de control empleado.

Las plantaciones de restauración de la cubierta vegetal, contribuirán a incrementar la superficie de los hábitats de interés comunitario «92A0. Bosques de galería de *Populus alba* y *Salix alba*» y «92D0. Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos», mejorando su estado de conservación, su estructura y funciones específicas, e incrementando su diversidad de especies de flora y de fauna, al aumentar la complejidad estructural de las riberas y su capacidad de acogida.

Además, el adecuado desarrollo de los bosques de ribera nativos en 6 km de río, garantizarán la estabilidad de las riberas, optimizarán la capacidad hidráulica del cauce, mejorarán la calidad del agua, servirán como corredor ecológico, serán menos inflamables y aumentarán la calidad paisajística del entorno fluvial. Todo ello permitirá potenciar el recurso turístico y recreativo del río, sustrato para la diversificación de la economía local.

En este sentido, el ahorro de agua derivado de la eliminación de los cañaverales se estima en 5,39 millones de litros/día y 1.965 millones de litros/año, y la eliminación de biomasa altamente inflamable se estima en 2.087 t.

Persistencia de la zona restaurada

Las zonas restauradas son dominio público hidráulico y están protegidas por la figura de Parc Natural del Túria.

Presupuesto y financiación

1.296.944,30 €. Dirección General de Medio Natural y Evaluación Ambiental. Generalitat Valenciana. Fondos FEDER de la Unión Europea.

Sistemas de control

Auditoría interna de la Generalitat Valenciana.

Cualificación del personal

El proyecto ha sido redactado por dos ingenieros de montes y dirigido por un biólogo. La ejecución está dirigida por una ingeniera técnica forestal y el jefe de obra es un ingeniero de montes.

La empresa ejecutora tiene sobre el terreno a personal cualificado y el número de jornales estimados durante la ejecución del proyecto es de 3.837.



Figura IV. Plantación de restauración de la cubierta vegetal. Autor: Ramón G. Pereira.

Más información

Referencias:

- Proyecto de restauración completo: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172880601/2020+Proyecto+de+restauraci%C3%B3n+de+h%C3%A1bitats+Parque+Natural+del+Turia.pdf/0f9cc-f2a-7859-49d6-bc05-ace5db2b026b?t=1651223654598>
- Dossier resumen del proyecto: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172912430/2021+-+Dossier+Restauraci%C3%B3n+de+h%C3%A1bitats+de+inter%C3%A9s+comunitario+en+el+Parque+Natural+del+Turia.pdf/2cfb-6fd9-d2c2-4071-8a4e-bbd174eaf2e2?t=1651223648098>
- Panel informativo sobre la metodología de restauración empleada: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172887620/Panel+informativo+-+Restauraci%C3%B3n+de+h%C3%A1bitats+Parque+Natural+del+T%C3%BAria.pdf/bb40a3e0-7854-4199-9323-9251a2690100?t=1616599241395>

- Dossier «Proyectos en ejecución de restauración de hábitats de agua dulce, prados húmedos y bosques mediterráneos caducifolios»: <https://agroambient.gva.es/documents/91061501/172912430/2020+-+Dossier+Proyectos+FEDER+de+restauraci%C3%B3n+fluvial+en+ejecuci%C3%B3n.pdf/cdcca6f8-b070-4673-8887-6b1376d28e-9c?t=1651223648097>
- Informe técnico «Lucha contra la caña común (*Arundo donax*) en la Comunitat Valenciana». Diciembre de 2022. Servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000: https://mediambient.gva.es/documents/91061501/354656497/IT04_2022+Acciones+de+control+de+la+ca%C3%B1a+com%C3%B1a+en+la+CV_2009_2021.pdf/Oa39cc69-b3f0-4711-f08c-13f739247d0a?t=1686637120834
- Desencanyar. Estrategia de control de cañaverales en la Comunidad Valenciana. <https://mediambient.gva.es/es/web/biodiversidad/desencanyar>

Autor: Ramón García Pereira (VAERSA).



Nombre del proyecto

PARQUE PRINCESA LEONOR

Localización/Ámbito de actuación

Ámbito de actuación (se puede incluir en el diagnóstico): Ciudad Aeroportuaria-Parque Valdebebas.

Municipios en los que se desarrolla el proyecto: Ayuntamiento de Madrid.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Junta de Compensación «Parque de Valdebebas».

Entidad/es socia/s del proyecto

Sacyr Construcción.

Evergreen Paisajismo.

Ayuntamiento de Madrid.

Gestión Integral del Suelo S. L. (GIS) Dirección de Obra.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Enero de 2021-marzo de 2023.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

El origen de la perturbación se debe al «Grupo VII» y «Grupo XII: Infraestructura y desarrollo urbano».

El nuevo Parque Princesa Leonor tiene una extensión de 78 ha y es el último espacio verde por completar en Valdebebas, un desarrollo urbano de uso mixto en el noreste del municipio de Madrid en el que ya viven unas 22.500 personas y que se distingue de otros desarrollos urbanos por la gran variedad y extensión de zonas verdes, entre los que se encuentra el gran Parque Forestal Felipe VI y su extensión, el Parque Princesa Leonor.

Durante el desarrollo de las obras de urbanización, entre los años 2007 y 2010, el ámbito de actuación sirvió de zona auxiliar para las obras de infraestructura, instalándose en este espacio las campas de las cuatro constructoras, viveros de obra, caminos de comunicación interior, cantina, acopio de material, acopios de tierra vegetal, etc. Adicionalmente, para cumplir con el requerimiento de la Comunidad de Madrid de gestionar todas las tierras dentro del ámbito urbanístico, el material de excavación de las parcelas edificadas se repartió en distintos lugares del desarrollo, entre ellos el futuro parque. En el proyecto se aprovecharon en lo posible las preexistencias, y se diseñó un proceso de transformación que permitía recuperar un paisaje muy degradado por el proceso de crecimiento de la ciudad.

Ecosistemas afectados

Tipo de hábitat de interés comunitario:

- Periurbano.
- Zonas agrícolas/agrosistemas.

Motivación para desarrollar el proyecto

Valdebebas es un proyecto de desarrollo urbano de iniciativa privada, gestionado por la Junta de Compensación Parque de Valdebebas. Comenzó su andadura en el año 2002, con la firma de un convenio con el Ayuntamiento de Madrid.

El objeto del proyecto era recrear el paisaje forestal y agrario que antiguamente se encontraba en el ámbito, para crear un modelo de parque que permitiera acercar el mundo rural a la población urbana, con múltiples ventajas como tipología de zona verde para un gran parque periurbano. La escala y el tipo de ámbito, zona de transición entre un parque forestal y una zona urbana, invita a explorar las posibilidades de convivencia de sistemas naturales, productivos y urbanos.

La propuesta se basa en un enfoque ecosistémico con el fin de asegurar una gestión y mantenimiento más sostenible, planteando *nature-based solutions* (soluciones basadas en la naturaleza), consistentes en recuperar procesos naturales y servicios ecosistémicos, responder a las condiciones específicas del lugar y fomentar la diversidad biológica y cultural.

Este enfoque tiene las siguientes ventajas:

- Mejora la adaptación de plantaciones a su entorno.
- Fomenta la presencia de fauna.
- Favorece la lectura y comprensión del paisaje como un sistema.
- Comunica al ciudadano la preocupación por los valores ambientales.

Y tiene las siguientes implicaciones en el mantenimiento y gestión:

- Menos labores de mantenimiento a largo plazo.
- Menor consumo de agua.
- Mayores posibilidades de educación ambiental.

Diagnóstico ecológico

El estado previo de la zona era el siguiente:

Con respecto al suelo, las superficies presentaban numerosas cárcavas y zonas de arrastres con una cobertura vegetal muy escasa. Previo al año 2000, hubo agricultura de secano y pastos, pero las tierras cultivadas originales se perdieron y una gran superficie se cubrió con tierras procedentes de excavaciones en la urbanización. Sólo existe una zona con un menor grado de alteración en el punto bajo del parque con cierto desarrollo de vegetación, principalmente herbáceas y algún arbusto disperso. Esta zona se balizó como zona de protección de suelo y vegetación. Con anterioridad al inicio del proyecto, se habían realizado análisis de suelo, que mostraron suelos muy pobres en macronutrientes y de escasa fertilidad, y con altos valores de pH, y baja actividad microbiana.

Con respecto a la hidrología, la zona está ocupada por la cuenca del arroyo de Valdefuentes y en época de lluvias es muy evidente la acción del recorrido de las aguas superficiales por los cauces secos. Durante el proceso de urbanización, se cortaron los cauces con escollera y se cambiaron las líneas de drenaje. En ese momento se encauzó el arroyo de Valdefuentes a su paso por la urbanización, que actúa como un dique en el punto bajo del futuro parque, junto a la urbanización, se forma una laguna que en caso de crecida permite desaguar las aguas por un aliviadero que se dejó en la cota 641,60 m, aguas que se entuban bajo la urbanización hasta su salida en la esquina noreste, en la confluencia con el arroyo de Valdebebas que da nombre al ámbito.

Con respecto a la vegetación y fauna, en el inventario de arbolado existente se identificaron unidades invasoras como el ailanto (*Ailanthus altissima*), y también de la especie introducida olmo de Siberia (*Ulmus pumila*), que actualmente se considera una especie problemática cercana a ser invasora. La antigua función agraria del ámbito se veía reflejada en restos de olivar (*Olea europea*) y ejemplares de almendro (*Prunus dulcis*). En el estrato arbustivo se encontró *Retama sphaerocarpa*, *Rosa canina* y *Rubus ulmifoliosus* en las zonas de suelo más consolidado. Las dos últimas especies se ubican en la vaguada más próxima a la formación de la laguna y en el cauce del arroyo de Valdefuentes.

La presencia de fauna estaba limitada por la escasez de hábitats, al tratarse de un erial degradado con una cobertura arbórea muy escasa, aunque sí se encontró una población muy alta de conejo común, con extensas zonas de madrigueras excavadas en el terreno.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los principales objetivos de sostenibilidad del proyecto han estado dirigidos a la **restauración ecológica** y se mencionan a continuación:

Potenciar los procesos naturales y la biodiversidad: mediante la restauración del paisaje con comunidades vegetales autóctonas se reducen las necesidades de mantenimiento y se fomenta la presencia de fauna silvestre, recuperando así procesos naturales y servicios ecosistémicos para crear un entorno más saludable y eficiente en el uso de recursos.

Favorecer la gestión sostenible del agua: es uno de los objetivos más importantes del proyecto, la restauración del ámbito partía de la recuperación de la función hidrológica y el aprovechamiento de las pluviales y el drenaje superficial para las plantaciones. Las vaguadas de drenaje, visibles en el paisaje por su mayor densidad de plantación, alimentan el arroyo de Valdefuentes que discurre junto al frente urbano.

Mitigar los efectos del cambio climático: con el aumento de arbolado y la cobertura vegetal se mejora la gestión de eventos climáticos extremos y se reduce el efecto isla de calor urbano procedente de la urbanización, creando un filtro natural para la contaminación, así como un importante sumidero de carbono en la lucha contra el cambio climático, sumando aún más masa forestal a la ya existente en el Parque Forestal Felipe VI.

Mejorar la salud de las personas: facilitando el acceso a una gran zona verde, las personas se benefician de la oportunidad de llevar una vida activa y hacer deporte, así como realizar actividades de ocio al aire libre individual o colectivamente y disfrutar del contacto con la naturaleza y la observación de fauna, mejorando no sólo la salud física, sino la sensación de bienestar.

Promover la cohesión social: con la creación de equipamientos para la educación ambiental se involucra a los ciudadanos en el proceso de restauración del paisaje y participación en programas de conocimiento de la flora y fauna. El centro de educación ambiental previsto ayudará a activar el parque como núcleo para actividades de barrio, dirigido a toda la población, pero sobre todo haciendo hincapié en la población infantil, futuros ciudadanos que desempeñarán la custodia responsable del territorio.

Explorar la soberanía alimentaria: se ha reservado en el parque una zona de 1 ha para huertos urbanos con el fin de promover el cultivo de hortalizas por los vecinos y para desarrollar actividades divulgativas relacionadas con el cultivo agroecológico, la alimentación saludable y la economía circular.

Ofrecer una accesibilidad universal e inclusividad: la creación de itinerarios accesibles facilita la posibilidad de llegar a los principales puntos de interés y servicios del futuro parque a través de itinerarios con menos de 6 % de pendiente, así como aseos adaptados y soluciones que permiten una accesibilidad universal y la integración de personas con discapacidades.

El **ecosistema de referencia** al que pertenece el ámbito es el de bosques esclerófilos y semipersistentes de la península ibérica, que incluye encina y melojo, y en la cual se engloba la dehesa, un paisaje que se consideró un importante referente para el proyecto.

Marco legal

n/a.

Acciones de restauración

Hidrología

La actuación de restauración ha consistido en recuperar aquellos cauces secos que estaban cortados con escollera, crear zonas de paso del agua bajo caminos y reconfigurar zonas del cauce del arroyo de Valdefuentes, según las secciones e indicaciones de la Confederación Hidrográfica del Tajo.

Las plantaciones son predominantemente autóctonas, lo que permite una mejor adaptación a la baja pluviometría de la zona, pero aun así se prevé la instalación de un sistema de riego para algunas zonas para una mejor implantación, dada la irregularidad de las lluvias. Para el riego se utilizará exclusivamente agua regenerada.

El lago es un elemento muy destacado del futuro parque. Se trata de una laguna estacional que reflejará las condiciones climáticas; en época de lluvias se llenará con el agua que llegue desde las líneas de drenaje y arroyos del ámbito, pudiendo hacerlo hasta la cota 641,60, en la que se encuentra el aliviadero, pero en época de sequía está previsto que sólo quede con agua el estanque ornamental ya ejecutado en actuaciones anteriores. Dicho estanque está conectado a la depuradora de agua, que está previsto que trate también las aguas del lago cuando esté total o parcialmente lleno, necesario para asegurar la calidad sanitaria del agua y para controlar las larvas de los mosquitos y de los flebotomos.

El borde del lago estacional irá plantado con masas discontinuas de espadañales o carrizales en la zona con mayor humedad o inundado, y juncales en la franja ligeramente superior, que admiten un mayor grado de sequía. Estas masas serán refugio para pequeña fauna y aves, incluso durante la época estival o sequía.

Además, se han protegido las pendientes desnudas con redes de coco e hidro-siembras y replantado las vaguadas con vegetación de ribera, de gran importancia para frenar la velocidad del agua superficial y para retener sedimentos y evitar que puedan comprometer la calidad del agua que se acumula en la laguna.

Suelos

Uno de los principales retos del proyecto para plantear la restauración de una actividad agroforestal fue precisamente el estado prácticamente inerte de gran parte de su extensión. La regeneración del suelo y las estrategias para su gestión se convertían, así, en una oportunidad para llevar a cabo una experiencia piloto dirigida a abordar la recuperación de extensos terrenos vacantes y abandonados en el espacio periurbano.

El plan de control de erosión y sedimentación se llevó a cabo en paralelo al movimiento de tierras con protección de los taludes que se estaban ejecutando, y hasta el tratamiento definitivo con laboreos y enmiendas. Para elaborar este plan de control se tuvieron en cuenta distintas variables influyentes en la tasa de erosión (Morgan, 2005): clima, vegetación, tipo de suelo, topografía, velocidad de flujo y uso de la tierra.

En el caso de pendientes en exceso de 30 %, se prescribe la regularización de terreno para la instalación de la manta de coco antes de la aplicación de la hidro-siembra, con el fin de sujetar las tierras hasta que la germinación de las semillas de emergencia rápida pueda fijar el talud.

Como paso previo a los trabajos de plantación, y en paralelo al cultivo de microorganismos del suelo en laboratorio como biofertilizante a partir de muestras tomadas en la zona de protección de suelo del parque, se realiza una campaña de extensión de abono orgánico en toda la superficie a tratar. Este material se incorporó al terreno a través de laboreos profundos (50 cm) y superficiales (20 cm) en función de las distintas zonas de obra. Estos trabajos se planificaron con un mínimo de 2 meses antes de las plantaciones para dar tiempo a que la materia se incorpore.

Las hidrosiembras han sido la principal herramienta para realizar los tratamientos del suelo, y se realizaron en el otoño de 2021. En las hidrosiembras se aplicaron estabilizantes de suelos, abono de liberación lenta y *mulch*, así como biofertilizante, todo ello para iniciar el proceso de regeneración del suelo.

Como medidas provisionales contra la erosión antes de realizar la hidrosiembra, se realizaron:

- Barreras conformadas con geotextil en zonas de altas pendientes con flujo difuso.
- Campañas de control de la erosión mediante estacas de madera colocadas en la traza y realizando mediciones periódicas, en zonas de bajas pendientes con flujo difuso.
- Colocación de barreras con fardos de paja anclados a terreno, en zonas de flujo concentrado, o represas de escollera repartidas en tramos cuando existen grandes pendientes, en función de la cantidad de torrentes.

Plantaciones y creación de hábitats

Las comunidades de plantas apropiadas para la ecorregión son:

- Carrascales mesomediterráneos basófilos (Carrasca-encina. *Quercus ilex subs. ballota = rotundifolia*).
- Etapas de sustitución de matorrales basófilos (romerales, tomillares, salviares, espegares, retamares).
- Como consecuencia del uso antrópico: cultivos cerealistas de almendros y olivares.
- Saucedas, olmedas y choperas ribereñas en el entorno de vaguadas y zonas húmedas.

Zonas de referencia cercana son, por una parte, el arroyo de Valdebebas al norte del ámbito para las comunidades de ribera y, por otra parte, la Dehesa de San Sebastián de los Reyes y cuenca del arroyo de Viñuelas y arroyos secos asociados, a unos 10 km al norte de Valdebebas (en línea recta), que han servido para fijar la relativa abundancia de cada especie.

El suelo de referencia para esta vegetación es un suelo cambisol, típico de una dehesa, un suelo pobre con un horizonte A y B de en torno a 20 cm de grosor y con una gran variación en la materia orgánica bajo los árboles y zonas más alejadas de las copas, entre 1,5-0,5 %.

El parque se ha dividido en tres grandes tipologías de paisaje, con sus respectivas plantaciones apropiadas, basado en plantaciones autóctonas a partir de las especies que corresponden a la ecorregión de Bosque Mediterráneo.



> **Figura I.** Estado inicial en marzo de 2019.
Autoría: Junta de Compensación Parque de Valdebebas.



> **Figura II.** Regeneración de tierras en julio de 2021. **Autoría:** Evergreen Paisajismo.



> **Figura III.** Estado de las obras de restauración en mayo de 2022. **Autoría:** Evergreen Paisajismo

Dehesa: el árbol dominante en la dehesa es la encina (*Quercus ilex* subsp. *ballo-ta*), pero se incluyen algunos pies aislados de otras especies para enriquecer la propuesta, y distribuidos en zonas más frescas por su orientación de ladera como el alcornoque (*Quercus suber*), el quejigo (*Quercus faginea*) o el rebollo (*Quercus pyrenaica*). También se incorporan grupos de pino piñonero (*Pinus pinea*) y pino carrasco (*Pinus halepensis*) para aumentar la zona de sombra de forma rápida y para una mayor biodiversidad.

Zona agrícola: una amplia franja entre la dehesa y la zona de ribera se ha dedicado a plantaciones agrícolas, desde zonas reservadas a huertos tanto en el norte como en el sur del ámbito, hasta un jardín de polinizadores, con plantas seleccionadas para atraer a insectos. Este jardín, principalmente arbustivo, irá acompañado de árboles frutales como el manzano, el peral o el guindo.

Los almendros y olivos existentes se han ampliado con nuevas plantaciones.

Zona de ribera: en las zonas en las que pueda haber mayor grado de humedad, sobre todo en el arroyo de Valdefuentes, se han plantado especies como el Fresno de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia*), el álamo blanco (*Populus alba*), el álamo negro (*Populus nigra*) y el sauce blanco (*Salix alba*) y la donación de doscientos olmos autóctonos (*Ulmus minor* y *Ulmus laevis*), recibidos del Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales del MITECO.

En el inventario de arbolado existente, se identificaron unidades invasoras como el ailanto (*Ailanthus altissima*), y también de la especie introducida olmo de Siberia (*Ulmus pumila*), que actualmente se considera una especie problemática cercana a ser invasora, por lo que se eliminaron ambas especies al inicio de las obras y se solicitaron al MITECO ejemplares de *Ulmus minor* de clones resistentes a la grafiosis.

Se incorporó al proyecto todo el arbolado existente en buenas condiciones fitosanitarias en el momento del inicio de las obras.

Las plantaciones del nuevo parque se iniciaron en el otoño de 2021, tras la localización de la planta en viveros nacionales durante la primavera y verano de ese año, y se completaron este año.

Se estima que en el entorno del futuro parque puede haber actualmente 46 especies de vertebrados, y con las actuaciones que se están llevando a cabo para incrementar la cobertura arbórea y la creación de hábitats se facilitaría la llegada y establecimiento de hasta 75 especies adicionales de vertebrados, a largo plazo la riqueza de vertebrados, pudiendo llegar a más de 120 especies.

La futura anexión del Parque Forestal Felipe VI en todo el límite oeste del nuevo parque permitirá la conectividad para movimiento de fauna, mientras que la vía pecuaria que discurre entre ambos espacios supone una valiosa conexión a la red de vías pecuarias estatal, y una forma de que puedan moverse vertebrados por la región.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Desde una fase temprana del proyecto, han sido habituales los talleres y consultas con grupos de expertos y asociaciones para mejorar la sostenibilidad del proyecto, con el fin de crear un desarrollo urbano vibrante y servicios, pero esponjado por una red de zonas verdes urbanas que se conectan con el gran espacio verde central que nos ocupa.

En 2012-2013, se hizo una consulta *online* organizada por la Plataforma de Participación Ciudadana Madrid Think Tank del Colegio de Arquitectos de Madrid (COAM), sobre las actividades que el público deseaba ver en los nuevos parques en Valdebebas. De resultados de esta consulta se hizo una clasificación de la mejor ubicación de aquellas actividades por tipología de parque: zonas verdes urbanas, parque agrourbano y parque forestal. A lo largo de los años, se han ido cumpliendo las expectativas públicas en los diferentes proyectos, y algunas actividades se podrán incorporar en fases posteriores.

Seguimiento de la RE

El seguimiento de la restauración en el proyecto la hace el equipo de dirección de obra de Evergreen Paisajismo-GIS Ingeniería.

Actualmente se están elaborando propuestas de estudio para el seguimiento, una vez terminadas las obras, de las medidas de restauración de paisaje y regeneración de tierras implantadas en el Parque Princesa Leonor.

Mantenimiento

El Ayuntamiento de Madrid ha redactado y licitado recientemente un nuevo pliego de condiciones para la Conservación del Parque Forestal Felipe VI, que incluye la ampliación al nuevo parque y que tiene en cuenta las particularidades del proyecto.

Desviaciones

En este proyecto se puso en práctica una manera de facilitar la restauración de la cobertura vegetal. De forma previa al movimiento de tierras, se realizaron distintos análisis de la capa vegetal existente en el ámbito. El objetivo es analizar la existencia de microorganismos ya presentes en las capas superficiales, con el ánimo de recrear y reproducir a gran escala la vida microscópica en las nuevas superficies (a través de biofertilizante) y que se mejore la implantación tanto de hidrosiembra como de plantaciones arbustivas y ejemplares de arbolado.

Los trabajos han consistido en el análisis cromatográfico de muestras del suelo obteniendo la caracterización de relación y tipo de materia orgánica presente en la actividad microbiológica, los minerales presentes en el suelo y la oxigenación. También se ha realizado un análisis fisicoquímico para conocer los niveles de pH, textura y minerales presentes, haciendo hincapié en la presencia de fósforo, que debe mantenerse en rangos bajos para el adecuado trabajo de las micorrizas que en trabajos posteriores se incorporarán al suelo durante los trabajos de obra.

De los ensayos de campo se obtienen conclusiones de la pobreza del suelo de trabajo: oxigenación nula, suelo con alto contenido mineral, bajo e incluso nulo contenido de material orgánico y no relacionado con la microbiología. Y a partir de ellos nace la necesidad de mejora de este suelo para fomentar el arraigo y crecimiento de las plantaciones, que a su vez serán la mejor solución para el sostenimiento de las tierras y la protección frente a arrastres y escorrentías.

Como paso previo a los trabajos de plantaciones y en paralelo a la recreación de los microorganismos en laboratorio, se realiza una campaña de extensión de abono orgánico en toda la superficie a tratar. Este material se incorpora al terreno a través de laboreos profundos y superficiales en función de las distintas zonas de obra. Estos trabajos se planifican con un mínimo de dos meses antes de cualquier plantación para dar tiempo a que la materia se incorpore y distribuya totalmente por la superficie tratada.

Para los trabajos de hidrosiembra, el biofertilizante se añade a la propia mezcla de semillas, *mulch*, etc., usando el agua de distribución como vehículo para trasladar y repartir uniformemente por todas las superficies el biofertilizante y la hidrosiembra. En los casos de plantación de arbolado, el biofertilizante se aplica previo a la propia plantación del ejemplar sobre su cepellón.

Evaluación final

Se ha cumplido con el diseño integrador previsto en el proyecto cumpliendo los siguientes requisitos: regeneración del suelo, de cauces, de flora autóctona e incremento de presencia de fauna.

Actualmente, nos encontramos en fase de obtención del certificado SITES que certifica el cumplimiento de todos los requisitos anteriormente mencionados.

Persistencia de la zona restaurada

El Ayuntamiento de Madrid garantizará el mantenimiento de este parque, consciente de la importancia que tienen las zonas verdes para conseguir la sostenibilidad ambiental, económica y social y, en definitiva, permitir el disfrute de la nueva zona verde por parte de la ciudadanía.

Presupuesto y financiación

El acuerdo suscrito entre el Ayuntamiento de Madrid y la Junta de Compensación de Valdebebas, en mayo de 2019, estableció las actuaciones y presupuesto para completar los compromisos de urbanización de la Junta de Compensación, entre los que se encontraba el nuevo parque.

El presupuesto de ejecución material para las obras asciende a la cantidad de 9.180.584 €, sin IVA.

Sistemas de control

La Junta de Compensación dispone de un sistema de gestión ambiental conforme al Reglamento (CE) n.º 1221/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de noviembre de 2009, relativo a la participación voluntaria de organizaciones en un sistema comunitario de gestión y auditoría medioambientales (EMAS III), que certifica y obliga a la Junta a cumplir con requisitos legales de aplicación a su actividad, algunos de los cuales están directamente relacionados con la actividad de obra. Como parte de sus obligaciones, impone un programa de vigilancia ambiental (en adelante, PVA), en el que se recogen las condiciones y requisitos ambientales que deben cumplirse en el desempeño de su actividad de gestión en obras de urbanización, comprobado semanalmente por el equipo de Asistencia Técnica Medioambiental a través de la *checklist* de cumplimiento medioambiental de las obras.

Así mismo, la certificación ambiental SITES que persigue el proyecto compromete a una serie de controles adicionales al PVA en materia medioambiental, como, por ejemplo, el control de erosión y sedimentación en obra.

Cualificación del personal

Evergreen Paisajismo:

- Susana Canogar, arquitecto paisajista; dirección de proyecto.
- Iñaki Viñuela, biólogo y paisajista; gestión de proyecto y obra.
- José Estebaranz, arquitecto y paisajista; gestión de proyecto.
- Félix Zerdán, arquitecto; seguimiento obra civil.
- Noemí Nora, ingeniero agrónomo; seguimiento plantaciones.
- Marcos Pérez, ingeniero agrónomo, diseño y seguimiento instalación riego.

GIS Ingeniería:

- Ana Castaño, ingeniero de caminos, dirección de obra.

Sacyr:

- Javier Contera López, jefe de obra.
- Ignacio Pérez Abellán, jefe de calidad, medio ambiente y energía.
- Encargado de obra.
- Peones.
- Maquinistas.

Más información

Web:

<https://www.sacyr.com/-/de-parque-abandonado-a-oasis-verde-como-transformamos-el-parque-princesa-leonor>

Autoría: entidad promotora (Junta de Compensación «Parque de Valdebebas»); y entidades socias del proyecto (Sacyr Construcción y Evergreen Paisajismo).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE BOSQUES DE RIBERA EN EL PARQUE REGIONAL DEL SURESTE (MADRID)

Localización/Ámbito de actuación

El ámbito de actuación del proyecto está localizado dentro de la cuenca del río Jarama, concretamente en un espacio protegido denominado «Parque Regional del Sureste», espacio que se creó para mantener en buen estado de conservación los bosques de ribera y sus hábitats acuáticos. Dicho espacio discurre a través de 16 municipios de la Comunidad de Madrid y ocupa una superficie de cerca de 31.000 ha.

El proyecto está dividido en tres zonas diferenciadas dentro de la cuenca:

- La primera se encuentra en el paraje conocido como Soto de las Juntas del municipio de Rivas Vaciamadrid, donde se han restaurado más de 17 ha localizadas entre los ríos Jarama y Manzanares, muy cerca de la confluencia de ambos.
- La segunda zona restaurada está localizada en el municipio de San Martín de la Vega, en un paraje conocido como el Soto de Juan Antonio, donde se ha restaurado un total de cerca de 8 ha a lo largo de 1.000 m lineales del curso del río Jarama.
- La tercera zona pertenece al municipio de Mejorada del Campo y se encuentra dentro del paraje conocido como «Las Islillas», por donde discurre el río Henares. En esta localización se han restaurado un total de 1,30 ha y se prevé aumentar la superficie en las próximas campañas.

En total, se ha intervenido sobre una superficie aproximada de 26 ha y se ha introducido un total de más de 16.000 plantas desde el inicio del proyecto.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

WWF-España.

Entidad/es socia/s del proyecto

Parque Regional del Sureste (Comunidad de Madrid).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2011-actualidad.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura.

Grupo II. Industria extractiva.

Grupo VII. Infraestructuras.

Se trata de un medio altamente humanizado: núcleos urbanos, polígonos industriales, grandes infraestructuras, un cultivo agrícola intensivo y una actividad minera muy elevada (graveras).

Ecosistemas afectados

Bosques de ribera.

Motivación para desarrollar el proyecto

El proyecto de restauración está alineado con el Plan Rector de Uso y Gestión (en adelante, PRUG) del Parque Regional del Sureste, que incluye una estrategia para la regeneración de áreas degradadas y de interés ambiental con las siguientes acciones previstas: restaurar antiguas graveras abandonadas; mejorar las riberas y los humedales característicos de esta zona; proceder al enterramiento de líneas eléctricas aéreas y a la demolición de construcciones abandonadas; y, en general, realizar actuaciones para recuperar y ampliar el valor ambiental de este espacio protegido.

Diagnóstico ecológico

Los bosques de ribera, que ocupan las márgenes de los ríos, son uno de los ecosistemas forestales más degradados. Entre otras razones, porque las llanuras fluviales que ocupan son las tierras más fértiles y apetecibles para la agricultura. Sin embargo, son uno de los ecosistemas más importantes por su papel clave en el ciclo del agua, porque protegen de las inundaciones y porque son un corredor ecológico vital para muchas especies de aves, mamíferos y peces.

En el Parque Regional del Sureste, en los valles fluviales de los ríos Jarama, Manzanares y Henares y las lagunas artificiales generadas por la actividad extractiva, confluye un gran número de aves que buscan refugio, alimentación, nidificación y cría.

Los valles fluviales del Parque Regional del Sureste han sido fuertemente explotados por actividades como la agricultura intensiva y la extracción de áridos que resultaron en una fuerte pérdida de la cubierta vegetal de estos lugares. Por otro lado, estos parajes han sido sometidos a una fuerte presión antrópica que ha derivado en la acumulación de grandes cantidades de residuos urbanos principalmente en los márgenes de los ríos. El impacto de estas actividades no sólo ha afectado a la pérdida de cubierta vegetal y de suelos de gran valor productivo, sino al deterioro paisajístico y a la degradación de los acuíferos. Por estas razones, WWF considera trabajar en estos ecosistemas para que recuperen su valor ecológico.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo principal del proyecto es recuperar la vegetación de ribera autóctona con el fin de reducir el efecto de la fragmentación mediante la creación de núcleos de dispersión en los que se introduzcan especies arbóreas y arbustivas autóctonas propias del bosque de ribera, que cumplen un papel esencial en el ecosistema fluvial ofreciendo múltiples bienes y servicios como la protección frente a las inundaciones, el control de la erosión, la recarga de agua subterránea y la provisión de servicios paisajísticos, culturales y recreativos, entre otros. Además, se pretende dar a conocer el valor ambiental del parque a la población local y a diferentes grupos de interés.

Para cada zona de actuación, WWF ha adoptado los ecosistemas de referencia definidos en la estrategia de regeneración de la cubierta vegetal del parque. En terreno, se han contrastado con pequeños remanentes de vegetación potencial. Además, se ha empleado ortofotografía aérea histórica.

Con estas actuaciones, se inicia la recuperación de los ecosistemas naturales que antaño ocuparon esas superficies, una vez que desaparece la extracción de áridos, actividad que ha alterado significativamente este territorio hasta los años noventa, pero que, por otro lado, ha generado ambientes muy singulares para la vida silvestre (lagunas artificiales).

Marco legal

PRUG del Parque Regional del Sureste.

Acciones de restauración

Se han recuperado 26 ha de bosque de ribera con unos 16.000 plantones de especies autóctonas en el Soto de las Juntas (Rivas-Vaciamadrid), en el Soto de Juan Antonio (San Martín de la Vega) y en el parque de las Islillas (Mejorada del Campo).

WWF desarrolla las siguientes acciones:

Recolección de material genético (semillas, estaquillas, etc.) para la producción e introducción de individuos adaptados a las condiciones locales. La recogida del material se ha realizado mediante la colaboración de los alumnos de un instituto de capacitación forestal para su posterior cultivo en vivero forestal especializado. En el caso de recurrir a planta comercial, se ha contado con viveros forestales donde se respetan las regiones de procedencia compatibles con las zonas de actuación. Se ha empleado preferentemente planta de 1-2 savias, en envase forestal.

La preparación del terreno se ha realizado de forma mecanizada con el objetivo de mejorar la capacidad de retención de agua del suelo buscando hoyos con unas dimensiones mínimas de 40 x 40 x 40 cm. Dependiendo de las condiciones del terreno (pendiente, pedregosidad, etc.), se han empleado diferentes métodos para asegurar una mínima intervención sobre el medio: retroexcavadora para las zonas llanas y accesibles, ahoyadora manual para las zonas con una pendiente más elevada y azada para las zonas de más difícil acceso.

Plantación de especies autóctonas, como álamo blanco (*Populus alba*), fresno (*Fraxinus angustifolia*), majuelo (*Crataegus monogyna*), jazmín silvestre (*Jasminum fruticans*), taray (*Tamarix sp.*), rosál (*Rosa canina*) o zarzamora (*Rubus ulmifolius*), entre otras.

Instalación de protectores forestales para evitar la posible predación de herbívoros silvestres, principalmente conejo, y formación de alcorques para aumentar la retención de agua en el entorno del tallo. Cuando la planta ha ocupado todo el espacio disponible dentro del protector, se han cambiado estos por jaulones de mayor tamaño donde la planta se puede desarrollar sin tantas limitaciones.

En las zonas más secas también se han instalado castilletes de piedra y se han aplicado acolchados vegetales con el fin de reducir la desecación del sustrato por la acción del sol en los meses más cálidos. Además, estas técnicas también reducen la aparición de vegetación espontánea en el alcorque y son capaces de captar el agua del rocío para acumularla en su base. La formación de los castilletes de piedra se ha realizado mediante el trabajo de voluntarios en una jornada en la que se acopiaron piedras de la propia parcela para después colocarlas en los alcorques ocupando el mayor espacio posible. Para la aplicación de los acolchados, se ha contado con la colaboración del parque, de modo que se han triturado los restos de poda que genera el propio parque para después cubrir los alcorques.

Construcción e instalación de cajas nido para paseriformes a las que se les hace un seguimiento anual (revisión, limpieza y aplicación de aceite en el exterior de la caja) y comederos para aves, los cuales se están cebando con bolas de alimento en las que se introducen semillas autóctonas (majuelo, rosál, etc.) buscando su posterior dispersión por parte de estos animales.

Recogida de residuos urbanos que han sido arrastrados por el río o que provienen de antiguas restauraciones fallidas.



➤ **Figura I.** Las cajas nido que se han instalado se revisan y mantienen anualmente para que diferentes especies de ave las puedan ocupar. **Autor:** Gustavo Colmena (WWF).



➤ **Figura II.** Voluntarios durante una jornada de recogida de material vegetal. Las semillas y estaquillas recogidas se llevan a un vivero forestal para producir la planta de las futuras campañas. **Autor:** Gustavo Colmena (WWF).

Mantenimiento de las plantaciones: riegos, desbroces, corrección del estado de los protectores, reconstrucción de alcorques, cambio de protectores por jaulones, etc.

Labores de seguimiento y monitorización sobre las plantaciones.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Antes del inicio de los trabajos se contó con la participación de los ayuntamientos implicados, Confederación Hidrográfica del Tajo, Patrimonio Nacional, la Comunidad de Madrid y con los técnicos del propio Parque Regional del Sureste para diseñar las acciones de restauración.

Durante el proyecto se han organizado cerca de cincuenta actividades de sensibilización (plantaciones, mantenimiento de plantaciones, seguimiento de plantaciones, recogida de semillas, construcción de cajas nido y comederos para pájaros, recogida de residuos, etc.), que han contado con la participación de aproximadamente mil trescientas personas entre escolares, voluntarios de WWF, población local y empleados de empresas.

A lo largo del proyecto se han coordinado acciones, además de con los técnicos del Parque Regional del Sureste, con la Guardería Forestal, los Centros de Educación Ambiental El Campillo y Caserío de Henares, los Ayuntamientos de San Martín de la Vega, Rivas Vaciamadrid y Mejorada del Campo y agricultores locales, entre otros.

Las acciones de reforestación (plantación y mantenimiento) han sido ejecutadas por trabajadores forestales del entorno del parque, para favorecer el empleo local.

Seguimiento de la RE

De forma periódica, se aplica el protocolo de seguimiento para proyectos de restauración forestal desarrollado por la Universidad Politécnica de Madrid y WWF.

Tras varios años de seguimiento, se observa como el majuelo (*Crataegus monogyna*), el rosál silvestre (*Rosa sp.*), el jazmín (*Jasminum fruticans*) o el fresno (*Fraxinus angustifolia*) se han adaptado muy bien a la zona, especialmente las rosáceas, llegando a producir fruto. Por otro lado, aunque también satisfactorios, no se han recogido tan buenos resultados en otras especies como el taray (*Tamarix gallica*), el sauce blanco (*Salix alba*) o el álamo blanco (*Populus alba*), debido probablemente a las pérdidas causadas en el periodo estival.

Mantenimiento

El proyecto incluye labores de mantenimiento de las actuaciones realizadas: desbroces periódicos puntuales de la vegetación herbácea, mantenimiento y sustitución de protectores por otros de mayor tamaño, riegos de apoyo en los meses más secos y reposiciones de marras, entre otras.

Los desbroces se han realizado únicamente en los alcorques, asegurando una mínima intervención sobre la vegetación y respetando en todo caso la vegetación espontánea arbórea o arbustiva. Esta labor se realiza antes del periodo estival con el fin de reducir la competencia por agua y recursos entre la vegetación espontánea y la introducida.

A partir del tercer año desde la ejecución, un gran porcentaje de plantas ha ocupado el espacio disponible dentro del protector. A partir de ese punto, los protectores forestales se han ido cambiando paulatinamente por jaulones de mayor tamaño hasta que se han sustituido todos los protectores de la plantación.

Los alcorques son mantenidos anualmente para asegurar su función de captación de agua.

Los riegos de apoyo únicamente se realizan en las plantaciones más jóvenes, durante los primeros años tras su introducción. Según las condiciones del terreno (profundidad, pedregosidad, etc.), se realizan entre uno y tres riegos durante el periodo estival para reducir el estrés hídrico característico de ese periodo.

La reposición de marras se ha realizado durante los tres primeros años siempre y cuando el porcentaje de mortandad haya superado el 30 %.

Desviaciones

Las labores de mantenimiento han sido claves para garantizar la viabilidad de las actuaciones realizadas: el control de la vegetación espontánea, que compite por los recursos con los plantones introducidos; los riegos estivales para mitigar la sequía y altas temperaturas; y, por supuesto, la utilización de protectores que protejan los plantones de la población tan abundante de conejos de la zona.

Evaluación final

La restauración de estos ambientes fluviales, mediante el uso de especies, en general, de crecimiento rápido, permite obtener unos resultados en crecimiento que contrastan con otro tipo de ambientes más secos. En el caso del Soto de las Juntas, por ejemplo, una vez que desaparece la actividad extractiva y gracias a las actuaciones realizadas por el Parque Regional del Sureste y de forma complementaria, por WWF, el cambio de paisaje y la renaturalización de la zona han sido evidentes.

Mediante la introducción de más de 16.000 plantas, se ha conseguido mejorar el estado ecológico de las zonas de actuación. Se han empleado más especies de flora arbórea o arbustiva de las que se observaron en el propio paraje, lo que supone un aumento de la biodiversidad vegetal del parque.

Gracias a la organización de cerca de cincuenta actividades participativas repartidas entre los tres enclaves, se han dado a conocer los valores ecológicos del parque a la población local.



Figura III. Vista general de la restauración del bosque de ribera en el río Jarama. **Autor:** Gustavo Colmena, WWF.

La realización de actividades dirigidas al fomento y conservación de la avifauna (cajas nido, comederos, etc.) ha ayudado al establecimiento de algunas especies de ave en el entorno de las restauraciones.

Estos proyectos de restauración implican la gestión activa por parte de WWF de 26 ha nuevas de bosque de ribera degradado donde antes existía una escasa o nula gestión.

Persistencia de la zona restaurada

Los terrenos sobre los que se actúa son municipales, incluidos en el espacio protegido, lo que garantiza su conservación en virtud de la legislación marco.

Presupuesto y financiación

Inversión económica del sector privado (empresas): 204.070,00 €.

Este presupuesto incluye todas las acciones realizadas en el marco del proyecto (acciones de restauración, participación, seguimiento, mantenimiento, etc.).

Sistemas de control

No se ha aplicado específicamente ningún estándar o sistema de certificación. No obstante, WWF-España adopta en todos sus proyectos de restauración los principios de SER Internacional (Society for Ecological Restoration).

Cualificación del personal

Se recurre a trabajadores forestales del entorno para realizar los trabajos sobre el terreno, con experiencia y especialización en el sector forestal. Las cuadrillas forestales contratadas están compuestas por un capataz y peones forestales cualificados.

Para la realización de las actividades dirigidas a la conservación de la avifauna se ha contado con un grupo de ornitólogos y anilladores profesionales que tienen más de dos décadas de experiencia en proyectos similares.

Además, también se ha contado con la colaboración de alumnos de un instituto de capacitación forestal para la recogida de material genético, así como para la realización de plantaciones participativas. Dichos voluntarios son alumnos de formación profesional del ciclo de Aprovechamientos y Conservación del Medio Natural y han sido coordinados por el profesorado del propio instituto, compuesto de biólogos, ingenieros forestales, ingenieros de montes y ambientólogos.

El equipo técnico de restauración de WWF tiene más de una década de experiencia en la coordinación y gestión de proyectos de restauración forestal a lo largo de toda España.

Más información

Autores: Diana Colomina (coordinadora de Bosques de WWF España); y Gustavo Colmena (técnico en Restauración Forestal de WWF España).



Nombre del proyecto

PARQUE DE LA VAGUADA DE LAS LLAMAS

Localización/Ámbito de actuación

Municipio de Santander (Cantabria).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Ayuntamiento de Santander.

Entidad/es socia/s del proyecto

SEO BirdLife.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2007-2009 trabajos iniciales.

2010-2022 plan de gestión y seguimiento.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo VII. Infraestructuras.

La vaguada de Las Llamas es un antiguo brazo de mar situado al norte de la ciudad de Santander, que fue rellenado y ocupado por el crecimiento urbano, así como el desarrollo de diversas infraestructuras.

Ecosistemas afectados

Hábitats afectados:

- Hábitat de agua dulce.
- Periurbano.
- Zonas agrícolas/agrosistemas.

Se trata de una zona de cuyos hábitats originales, que serían los correspondientes a una ría intermareal, ya no queda nada. Inicialmente, esta ría se transformó en pastizales húmedos que con los años se convirtieron en un incipiente humedal hasta que comenzaron los rellenos y obras que casi consiguen su desaparición total.

Motivación para desarrollar el proyecto

En el diseño y ejecución del parque de Las Llamas, cuyas obras finalizaron en el año 2008, se incorporó como principal condicionante la conservación de los restos de un pequeño humedal natural existente en la zona. Este espacio se había visto absorbido por el crecimiento de la ciudad de Santander, estaba muy degradado como resultado de la expansión urbanística y había sufrido una importante reducción en su extensión original. A pesar de esta situación, el humedal de Las Llamas todavía conservaba una interesante comunidad de aves. Además, se había identificado como una de las áreas en las que se asentaba una mayor riqueza de especies dentro del territorio del municipio de Santander.

Diagnóstico ecológico

La situación inicial de la zona antes de los trabajos de restauración era la de un área que, aun presentando una importante muestra del humedal que fue en tiempos, se encontraba en proceso de desaparición debido al crecimiento urbano y de infraestructuras. Parte del cauce del arroyo se encontraba canalizado, había un importante relleno de tierras en su extremo este, con una geomorfología muy alterada por la ejecución de diversas obras públicas, como fueron las conducciones del saneamiento, y una importante presencia de vegetación invasora, caso del plumero de la pampa.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo principal de la restauración fue integrar y ampliar el humedal existente en el nuevo parque. Los objetivos secundarios fueron convertir el humedal en el centro de atención del nuevo espacio verde y mostrar un ejemplo de humedal urbano y de cómo se puede integrar en el crecimiento urbanístico la biodiversidad. El ecosistema de referencia en este caso era el de lagunas de agua dulce con abundante carrizal y zonas de aguas libres. Se tomaron como referencias proyectos similares realizados en humedales periurbanos, caso de Salburua en Vitoria o el realizado por SEO BirdLife en las marismas Blancas de Astillero.

En este sentido, los objetivos de la restauración realizada han sido inicialmente la remediación de los impactos sufridos, seguida de una rehabilitación encaminada a restaurar el antiguo humedal.

Marco legal

Una de las singularidades de estas actuaciones es que son el resultado de la colaboración entre el Ayuntamiento de Santander y una asociación conservacionista, en este caso SEO BirdLife. El plan de restauración, el seguimiento ornitológico y el plan de gestión del humedal se han desarrollado a través de lo que se denomina un «Acuerdo de Custodia del Territorio».

Acciones de restauración

Planificación. El diseño de las actuaciones se hizo a través de la redacción de un plan de restauración del humedal específico que la dirección de obra del parque de la vaguada de Las Llamas incorporó al plan de trabajo.

Restauración geomorfológica y ampliación del humedal. Una de las actuaciones más importantes fue la retirada de rellenos y la perfilación de las orillas para facilitar la implantación de la vegetación palustre. Para la ampliación del humedal se procedió a la retirada de rellenos y a la excavación de cinco nuevas cubetas en el carrizal, pasando de 3,5 a 4,5 ha.

Eliminación de especies invasoras. Se trataba de una zona con importantes zonas de relleno, que estaban casi al completo cubiertas de la especie invasora plumero de la pampa (*Cortaderia selloana*). Por este motivo, la mayoría de los trabajos de restauración han incluido la retirada y eliminación de esta especie invasora. También se han realizado extracciones de otras especies invasoras como carpas y tortugas de Florida.

Gestión hídrica. Hay instalada una compuerta a la salida del humedal destinada a gestionar los niveles de inundación y a evitar inundaciones en caso de fuertes precipitaciones. Se trata de un elemento clave para orientar la gestión de las condiciones ecológicas que aseguren las mejores condiciones para los hábitats restaurados.

Monitorización y seguimiento. Cada mes se realiza un censo de todas las aves del parque, y además se muestrean zonas del humedal y charcas aledañas para ver su uso por los anfibios.

Uso público. Con el objetivo de asegurar una compatibilidad entre los valores naturales del humedal y el uso público se instalaron una serie de pasarelas para que el público pudiera transitar por el interior del humedal.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Desde el primer momento el humedal ha sido escenario de numerosas actividades encaminadas a dar a conocer sus valores, particularmente a través de escolares, pero también mediante la organización de rutas y eventos. Se han colocado varios paneles informativos que advierten a los visitantes sobre las normas que deben atender para no perjudicar al humedal, entre ellas el no soltar especies exóticas como tortugas o carpas, así como la recomendación de no dar de comer a los patos. En 2021 se publicó un folleto guía con la información sobre las aves del humedal.

Seguimiento de la RE

El principal indicador de seguimiento son las aves. Desde el año 2005 se viene realizando un censo periódico de las aves del humedal y su entorno sobre los que se elaboran informes anuales. Hasta 150 especies de aves se han registrado en este parque urbano, destacando hasta 30 especies nidificantes en 2020, con la consolidación de la reproducción de especies como el porrón europeo y el ánade friso, y buenos números del resto de aves acuáticas, con hasta 7 especies.

Mantenimiento

En el año 2012 se elaboró un plan técnico de gestión del humedal de Las Llamas, en el que se contemplan 24 medidas para conservar e incrementar su biodiversidad. Se incluyen medidas agrupadas en 4 bloques.

Bloque I. Manejo de la vegetación: reducción de la frecuencia de siegas, gestión del carrizal, plantaciones de enriquecimiento, creación de rodales arbustivos, etc.

Bloque II. Control de la inundación.

Bloque III. Control de especies invasoras.

Bloque IV. Monitorización y uso público.

Se trata de un documento abierto que se va revisando en función de las necesidades de conservación que se vayan identificando y de las oportunidades que se planteen. Su ejecución corre a cargo del servicio de parques y jardines con el asesoramiento técnico de SEO BirdLife.

Desviaciones

Al llevarse a cabo la restauración en el marco de la gran obra de construcción del parque de Las Llamas, no hubo apenas desviaciones sobre el plan previsto al estar bien dotado de medios y de financiación. Cabe destacar, como siempre, que el éxito de esta actuación radicó en la integración desde el principio de personal SEO BirdLife en el equipo de dirección de la obra, lo que permitió que tuvieran el peso que se merecían las acciones de restauración del humedal.

Evaluación final

Se han superado con creces los resultados esperados, tanto desde el punto de vista de la biodiversidad como desde el punto de vista de la aceptación social por parte de los vecinos y visitantes de Santander. Se puede destacar el ejemplo que ha supuesto para otros muchos municipios que han realizado posteriormente actuaciones similares en parques urbanos. Transcurridos ya 15 años desde que se pusieron en marcha las obras del parque de Las Llamas, el seguimiento ornitológico realizado por SEO BirdLife confirma que la integración de un pequeño



➤ **Figura I.** Vaguada de Las Llamas, trabajos iniciales. **Autor:** Felipe González (SEO BirdLife).



➤ **Figura II.** Vaguada de Las Llamas. **Autor:** Felipe González (SEO BirdLife).

humedal natural en el diseño de este parque urbano de Santander ha sido un éxito para la conservación de la biodiversidad local. Estos datos son un indicador de la maduración de la vegetación y de la eficacia de las medidas de conservación que se han ido aplicando en el marco del acuerdo de custodia entre el Ayuntamiento y SEO BirdLife, como la instalación de cajas nido, la gestión diferencial de las siegas, la plantación de árboles y arbustos autóctonos, la diversificación de los estratos vegetales o el manejo de la lámina de agua.

El parque de Las Llamas es un ejemplo de cómo la conservación de pequeños fragmentos de naturaleza en las ciudades, acompañadas de una gestión adecuada, puede reducir la pérdida de biodiversidad asociada a la expansión urbanística. Los resultados del seguimiento científico de SEO BirdLife han confirmado la presencia, a lo largo de los últimos años, de hasta 150 especies de aves en este parque urbano, casi una cuarta parte de las más de 600 especies de aves que han sido citadas en España, una cifra récord para un entorno urbano.

Además, se ha podido confirmar un crecimiento continuo de la riqueza de aves presentes en el parque. Los primeros años se registraban de media 20 especies en cada recorrido de censo, de poco más de una hora, y 15 años después se alcanza una cifra de más de 33, lo que supone un incremento de más del 65 % en el número de especies que de forma continua están presentes en el parque de Las Llamas.

Es destacable, por ejemplo, el efecto gracias al establecimiento de un esquema de gestión diferencial de siegas. Esta medida tiene como objetivo facilitar la floración de las plantas silvestres presentes en estas zonas verdes urbanas, entre las que se incluyen algunas especies de narcisos y orquídeas silvestres, y al mismo tiempo conservar e incrementar las poblaciones de mariposas y otros insectos que dependen de estas flores para alimentarse.

Esta medida ha favorecido el incremento de la diversidad y abundancia de flora silvestre y polinizadores, pero también ha permitido la nidificación en el parque del cisticola buitrón, un pequeño pajarillo asociado a zonas con herbazales densos entre cuya vegetación entreteje un laborioso nido. Los herbazales sin segar también son un lugar elegido para nidificar por algunas de las aves acuáticas que se reproducen en el parque, como el ánade real o el ánade friso.

Estos datos son un indicador de la eficacia de las medidas de conservación que se han aplicado en los últimos años en el marco del acuerdo de custodia entre el Ayuntamiento y SEO BirdLife, como la instalación de cajas nido, la gestión diferencial de las siegas, la plantación de árboles y arbustos autóctonos, la diversificación de los estratos vegetales o el manejo de la lámina de agua.

Persistencia de la zona restaurada

El parque de Las Llamas es una de las trece zonas verdes urbanas y periurbanas de Santander incluidas en el acuerdo de custodia del territorio entre el Ayuntamiento y SEO BirdLife, y recientemente ha pasado a ser reserva ornitológica. Su conservación y persistencia está garantizada, ya que su gestión está incluida, por ejemplo, en los pliegos de la contrata de parques y jardines. Además, recientemente Santander ha obtenido financiación de la Fundación Biodiversidad para poner en marcha un gran proyecto de naturalización de la ciudad donde se incluyen importantes actuaciones en el espacio natural.

Presupuesto y financiación

Los trabajos iniciales de restauración se incluyeron en el proyecto de construcción del parque de Las Llamas, llevado a cabo entre 2006 y 2008, financiados por el Ayuntamiento de Santander y el Gobierno de Cantabria. Estos trabajos costaron alrededor de 1 millón de euros. La gestión y el seguimiento posterior se realizan a través de la contrata de parques y jardines que puede estar gastando unos 100.000 €. Recientemente, Santander ha sido beneficiaria de fondos procedentes de la Fundación Biodiversidad para la puesta en marcha de actuaciones de naturalización que tienen como objetivo favorecer y fomentar la presencia de flora y fauna en los espacios verdes urbanos. Las medidas que se están desarrollando en el parque de Las Llamas buscan diversificar los hábitats presentes en el parque para favorecer la biodiversidad, siguiendo la estela de lo ya hecho, cumpliendo el Plan Gestión del Parque de Las Llamas.

Sistemas de control

Se ha trabajado siguiendo las metodologías y experiencias realizadas en humedales similares por otras entidades conservacionistas, e intentando alcanzar los estándares que proponen entidades como la Society for Ecological Restoration (SER).

Cualificación del personal

Los trabajos de restauración fueron dirigidos por un equipo mixto de ingenieros y arquitectos paisajistas de la contrata de la obra y los técnicos especialistas de SEO BirdLife, que se encargaron del asesoramiento a pie de obra y posterior seguimiento de las medidas de conservación.



➤ **Figura III.** Vaguada de Las Llamas. **Autor:** Felipe González (SEO BirdLife).

Más información

Referencias:

- [Registramos 150 especies de aves en el Parque de Las Llamas, en Santander- SEO/BirdLife.](#)
- [Recuperar la biodiversidad urbana sin renunciar al uso público | Sociedad | Agencia EFE.](#)
- [Plan de Gestión del Parque de Las Llamas.](#)
- [Portada- Santander Capital Natural \(santandernatural.es\).](#)

Autor: Felipe González Sánchez (delegado de SEO BirdLife en Cantabria).



Nombre del proyecto

CONSTRUCCIÓN DE UN NUEVO PASO ESPECÍFICO DE FAUNA PARA PERMEABILIZAR LA A-2 EN EL ENTORNO DEL ENLACE CON LA AP-7 EN FORNELLS DE LA SELVA (GIRONA)

Localización/Ámbito de actuación

Punto kilométrico 67+000 de la Autovía A-2.

Término municipal: Fornells de la Selva y Vilademuls (Girona).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana (MITMA), Administración responsable de la vía.

Entidad/es socia/s del proyecto

ACESA se encargó de la elaboración y financiación del proyecto, medida compensatoria de ampliación de la autopista AP-7). El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico y la Generalitat de Cataluña promovieron la incorporación del nuevo paso. Un consejo que agrupa la Administración local (Consell d'Iniciatives Locals per al Medi Ambient de Girona) promovió la incorporación de un estudio global de permeabilidad y solicitó restablecer la conectividad.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2011 (resolución para el desarrollo del proyecto)-2016 (finalización de la obra).

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo VII. Infraestructuras (carreteras, ferrocarriles, canales, puentes, aeropuertos, tendidos eléctricos de alta tensión y gasoductos).

Medida para mejorar la conectividad en compensación por el incremento del efecto barrera causado por el proyecto de ampliación de la AP-7 entre Fornells de la Selva y Vilademuls, y su enlace con la autovía A-2.

Ecosistemas afectados

El paisaje del ámbito de estudio está constituido principalmente por un mosaico agroforestal en las que se conservan encinares y pinares mediterráneos y bosques de ribera en una matriz dominada por cultivos. En el ámbito de estudio se encuentran los siguientes hábitats de interés comunitario:

- 9340. Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.
- 9540. Pinares mediterráneos.
- 3260. Ríos de pisos de planicie a montano con vegetación de *Ranunculion fluitantis* y de *Callitricho-Batrachion*.
- 3270. Ríos de orillas fangosas con vegetación de *Chenopodion rubri* (p. p.) y de *Bidention* (p. p.).
- 3280. Ríos mediterráneos de caudal permanente del *Paspalo-Agrostidion* con cortinas vegetales ribereñas de *Salix* y *Populus alba*.
- 92A0. Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*.
- 91E0*. Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y afines (*Alno-Padion*).
- 6510. Prados pobres de siega de baja altitud (*Arrhenatherion*).

*Calificado como hábitat prioritario.

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación fue reducir el efecto barrera ejercido por una autovía en funcionamiento en una zona de alto interés para la conectividad ecológica.

Esta medida de desfragmentación se financió mediante una medida compensatoria de otro proyecto llevado a cabo en un área próxima.

Por todo ello, el proyecto de ampliación de la AP-7 entre Fornells de la Selva y Vilademuls incorporó un estudio específico global de permeabilidad de la fauna, y posteriormente se elaboró el proyecto de un paso superior de fauna en el punto kilométrico 67+000 de la autovía A-2 en un punto considerado ideal para permeabilizar esta infraestructura lineal de transporte.

El ámbito de estudio había sido identificado como de gran importancia para la conectividad ecológica en diversos estudios y en la normativa de planeamiento urbanístico. En el Plan Territorial Parcial de las Comarcas de Girona la zona se califica como «Ámbito de interés especial para la conectividad». Asimismo, se localiza en lo que el Informe de Sostenibilidad Ambiental del Plan define como «eje principal territorial de conexión», entre dos espacios integrados en la Red Natura 2000 (Guillerries y Gavarres).

El lugar más idóneo para la ubicación de la nueva estructura de permeabilidad se identificó mediante un análisis paisajístico, con el objetivo de determinar los sectores que potencialmente presentaban mayor interés para la conectividad ecológica y para los desplazamientos de fauna sensible al efecto barrera de las vías de transporte. La identificación de estas zonas se llevó a cabo a partir de análisis cartográfico y modelización.

Este análisis mostró que, en la matriz paisajística donde se localiza el ámbito de estudio, dominada por un mosaico agroforestal y con importantes elementos de fragmentación de los hábitats, los flujos de movimientos de fauna eran canalizados principalmente por la red fluvial, poblada mayoritariamente por una vegetación de ribera en galería. Además, los flujos biológicos también tienen lugar de forma difusa a través del paisaje, siendo de especial interés las manchas de hábitats naturales que se conservan entre cultivos (bosques isla, márgenes de cultivos, etc.), y que actúan como refugios de paso o telas puente para muchas especies de animales.

La localización más adecuada se identificó también atendiendo a la altura de los taludes, la distribución de los hábitats del entorno y considerando la menor superficie posible de afectación (y por tanto de expropiación) a los cultivos del sector este de la vía.

Diagnóstico ecológico

En la tramitación de los proyectos de desdoblamiento de la autovía A-2 del nordeste (tramo Girona-frontera francesa), en el de la ampliación de la AP-7 y el enlace entre ambas vías en el término municipal de Fornells de la Selva se identificó la necesidad de elaborar un estudio específico global de permeabilidad de la fauna. Ello debido al importante efecto barrera que ejercían ambas vías y que se sumaba al de los ferrocarriles existentes (convencional y de alta velocidad) y al desarrollo de polígonos industriales y polos logísticos asociados al aeropuerto de Girona.

En su conjunto, estos elementos suponían la artificialización de un gran sector del territorio, al sur de la ciudad de Girona, y una importante amenaza para la conectividad entre los mosaicos agroforestales de los macizos de las sierras prelitorales con los de las llanuras del interior, en la comarca de la Selva.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Supone una actuación de reparación de la funcionalidad ecológica.

El objetivo del proyecto fue la creación de un paso específico para la fauna que diera continuidad a los hábitats de ambos lados de la autovía A-2. Se trataba de crear un paso para mamíferos de mediano y gran tamaño (jabalí y cérvidos), pero también una estructura que orientara el vuelo de aves y quirópteros para facilitar el cruce de la vía. Además, se trató de facilitar refugios y atraer a poblaciones de invertebrados y pequeños vertebrados.

La restauración de la superficie del paso y sus accesos permitió iniciar la recuperación de ecosistemas de prados y matorral mediterráneo.

A causa del alto riesgo de incendios forestales, se estableció que el paso no debía contar con especies de árboles de los bosques mediterráneos del entorno, y debía impedirse la continuidad de copas de árboles.

Marco legal

Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.

Directiva 92/43/CEE, que establece la obligatoriedad de ejecutar medidas compensatorias de los impactos cuando se trate de un proyecto que afecte a espacios incluidos en la Red Natura 2000.

Real Decreto 1428/2003, de 21 de noviembre, por el que se aprueba el Reglamento General de Circulación para la aplicación y desarrollo del texto articulado de la Ley sobre tráfico, circulación de vehículos a motor y seguridad vial, aprobado por el Real Decreto Legislativo 339/1990, de 2 de marzo.

Acciones de restauración

Construcción de una nueva estructura de unos 20 m de anchura sobre la autovía A-2 en un tramo en el que la vía discurre en terraplén.

Restauración de la superficie de los hábitats con formaciones vegetales de prado seco e hileras de arbustos presentes en los hábitats naturales del entorno. Ello facilitó que la estructura actuara como un elemento clave para restablecer los movimientos de fauna entre ambos lados de la vía, suponiendo una notable mejora para la conectividad ecológica del conjunto del sector.

Se incorporaron a la restauración los siguientes elementos:

- Facilitar una adecuada impermeabilización de la superficie del paso y asegurar un óptimo drenaje del mismo.
- Instalación de pantallas de madera en los laterales del paso para reducir las perturbaciones generadas por el tráfico (luz y ruido) que circula por debajo de la estructura.
- Adecuación de hileras de rocas y restos de ramas secas para orientar el avance de los mamíferos a través del paso y, especialmente, para proveer refugio a invertebrados, reptiles y pequeños mamíferos.
- Plantación de hileras de arbustos de porte alto, para atraer aves y orientar el vuelo de los murciélagos.
- Plantación de vegetación nutricia para polinizadores identificados como de particular interés en la zona de estudio, e instalación de troncos con agujeros de dimensiones adecuadas para facilitar lugares de nidificación a abejas po-



➤ **Figura I.** Vista general del paso superior específico para la fauna. **Autores:** Minuartia.



➤ **Figura II.** Vista de la restauración para favorecer polinizadores y otros insectos. **Autores:** Minuartia.



➤ **Figura III.** Vista desde la vía y detalle de la pantalla para reducir perturbaciones que cuenta con adaptaciones antivandalismo. Señalización y bloques de piedra para impedir el paso de vehículos. **Autores:** Minuartia.

linizadoras. Estas medidas aportan un servicio ecosistémico, favoreciendo la polinización de los campos de crucíferas de la zona agrícola circundante.

Se redujo al máximo el aporte de fertilizantes, utilizando sólo abono de origen orgánico, y se llevó a cabo un mantenimiento de la vegetación durante los tres primeros años, el máximo de naturalizada, limitando los riegos a los mínimos indispensables.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se atendió particularmente la comunicación con las Administraciones locales y autonómica que habían impulsado la construcción del paso.

Comunicación con propietarios de los terrenos adyacentes para justificar la necesidad de la estructura.

Seguimiento de la RE

Mantenimiento

El mantenimiento de la vegetación de la superficie del paso y sus accesos es clave para conseguir mantener comunidades vegetales de pastos y arbustos, evitando que se desarrolle una sucesión natural con tendencia a la recuperación de encinares o pinares mediterráneos. Todo ello para evitar el riesgo de propagación de incendios forestales, además de favorecer la conservación a largo plazo de la estructura.

Desviaciones

Se propuso un programa de seguimiento que no tuvo continuidad.

Evaluación final

Se trata de uno de los primeros pasos del territorio nacional, que se convirtió en referente de la entonces incipiente infraestructura verde. La restauración se diseñó específicamente para favorecer la creación de hábitats para la pequeña fauna. Sería necesario activar un programa de seguimiento para evaluar la eficacia de la actuación varios años después de su construcción.

A nivel faunístico, los estudios realizados identificaron en la zona 31 especies de mamíferos, 65 especies de aves en periodo reproductor, 11 especies de anfibios y 20 especies de reptiles. También se destacó la importancia de las comunidades de invertebrados.

Persistencia de la zona restaurada

La actuación se realiza sobre la red de carreteras del Estado.

Presupuesto y financiación

Aproximadamente 1 millón de euros procedentes de financiación privada como medida compensatoria exigida por la Administración catalana como contrapartida a la ampliación de la A-7.

Sistemas de control

El diseño del paso de fauna se apoyó en el documento «Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales» (MITECO, 2015), elaborado en el seno del Grupo de Trabajo de Fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, que coordina el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. En particular, este documento dedica varios apartados y fichas descriptivas de medidas a ecoductos y pasos de fauna.

Cualificación del personal

El equipo del proyecto contó con un director de obra (ACESA) y un equipo de ingeniería (GPO) con extensa experiencia en diseño de estructuras transversales en carreteras, con un equipo de paisajistas expertos en restauración (INNAT) y con un equipo de expertos en gestión de fauna y desfragmentación (MINUARTIA). Todos ellos con extensa experiencia en sus respectivas materias, que trabajaron conjuntamente.

Más información

Webs:

- Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales (MITECO, 2015): https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/prescripciones_pasos_vallados_2a_edicion_tcm30-195791.pdf
- Noticia divulgativa en prensa: <https://www.lavanguardia.com/natural/20190603/462627215718/paso-superior-fornells-a2-fauna-accidentes.html>
- Presentación en el congreso americano de Ecología y Transporte. ICOET: <https://minuartia.com/wp-content/uploads/2020/04/icoet-2017-wildlife-overpass-rosell-et-al-2016.pdf>

Autores: Carme Rosell (MINUARTIA); Manuel Oñorbe Esparraguera (S. G. Biodiversidad Terrestre y Marina. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico); y Francisco José García (Tragsatec).



Nombre del proyecto

RAMATS DE FOC: GESTIÓN DEL RIESGO DE INCENDIO MEDIANTE EL PASTOREO DIRIGIDO

Localización/Ámbito de actuación

Municipios afectados por el proyecto:

- Girona: Siurana, Biure, Company, Agullana, Portbou, Beuda, Esponellà, Maià de Montcal, Santa Bàrbara de Pruneres, Vall de Bianya, Verges, Cruïlles, Toroella de Montgrí, Forallac, Cassà de la Selva.
- Tarragona: Alcover, Mont-ral, Farena, els Cogullons, Rojals, Montblanc, Febró, Prades, Capafonts, l'Albiol, Arbolí, Vilaplana, Margalef, l'Alforja, Riudoms.

Superficie total intervenida: aproximadamente 1.000 ha.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Fundació Pau Costa.

Entidad/es socia/s del proyecto

Bombers de la Generalitat, Gremi de Carnissers i Xarcuters Artesanals de les comarques gironines, Departament d'Acció Climàtica, Agenda Rural i Alimentació.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Noviembre de 2016-actualidad.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendios.

El paisaje de la provincia de Girona ha experimentado un cambio dramático en los últimos setenta años debido al abandono rural y la pérdida de actividad económica durante el siglo pasado. La reducción de los usos tradicionales, principalmente la agricultura, la ganadería y la gestión forestal, ha permitido la regeneración de la vegetación secundaria caracterizada por la proliferación de especies herbáceas y arbustivas. Además, el paisaje ha sufrido un proceso de homogeneización con miles de hectáreas continuas de bosques altamente propensas al fuego.

En esta región, los bosques no gestionados están sometidos a una creciente vulnerabilidad a los incendios forestales debido al cambio climático y al abandono rural. Un pequeño número de incendios forestales son responsables de la mayor parte de la superficie quemada (sólo 11 incendios fueron responsables del 88 % de la superficie quemada por 4.800 incendios en los últimos 8 años).

Ecosistemas afectados

El proyecto se ejecuta en la provincia de Girona, particularmente en aquellas zonas de más alto riesgo de incendios y en ecosistemas puramente mediterráneos donde predominan los bosques de pino carrasco (*Pinus halepensis*), encina (*Quercus ilex*) y alcornoque (*Quercus suber*), con un sotobosque típico mediterráneo de lentisco (*Pistacia lentiscus*), brezo (*Erica spp.*), jara (*Cistus spp.*) y coscoja (*Quercus coccifera*). Estos ecosistemas se pueden enmarcar en los hábitats de interés comunitario:

- 6310. Dehesas perennifolias de *Quercus*
- 9330. Alcornocales de *Quercus suber*.

Motivación para desarrollar el proyecto

El proyecto vino impulsado gracias a la coordinación entre los bomberos, el gremio de carniceros y la Fundación Pau Costa. Mediante esta coordinación, se planteó la oportunidad de generar una iniciativa que impulsara el consumo de carne de rebaños en extensivo que estuvieran pastando en zonas estratégicas de prevención de incendios. De este modo, todas las partes vieron un beneficio directo para fomentar las ventas de productos derivados de la ganadería extensiva y la gestión del paisaje. Así pues, la motivación del proyecto nace, principalmente, de la problemática medioambiental de los grandes incendios forestales en los ámbitos mediterráneos y también de la problemática sociocultural del medio rural, con el abandono de las actividades tradicionales como por ejemplo la ganadería extensiva.

Diagnóstico ecológico

El estado previo de las zonas gestionadas era bastante deficiente, especialmente para la prevención de los incendios forestales: ámbitos de gestión con una gran carga de combustible, acumulación de biomasa y una alta continuidad de la vegetación arbórea. Por otro lado, también eran zonas con una baja conectividad ecológica y baja biodiversidad provocadas por el abandono del medio rural y, consecuentemente, por la homogeneización del paisaje. Se estableció, entre otros, el objetivo de promover la ganadería extensiva para generar una estructura de mosaico agroforestal, buscando zonas de interfaz entre bosque y campos de cultivo, mediante la recuperación de pastos, campos de siembra y antiguas zonas abiertas.



➤ **Figura 1.** Pastoreo con ganado ovino. **Autor:** Diego Espada.

La zona tiene un clima mediterráneo, con las semanas más calurosas y secas concentradas durante el verano. Los bosques son densos, jóvenes y estructuralmente similares. El bosque se adaptó a los regímenes pastoriles tradicionales que incluían incendios de baja intensidad y la cubierta terrestre era tolerante a los incendios naturales causados por los rayos. Con la acumulación de vegetación, los grandes incendios con un alto impacto en la vegetación y suelos son cada vez más frecuentes.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Ramats de Foc repara la funcionalidad de las zonas donde se implementa. Básicamente, los bomberos identifican zonas estratégicas de incendios, que son áreas del territorio donde se sabe que el servicio de extinción tendrá una oportunidad el día del incendio, para recuperar el proceso de herbivorismo perdido durante las últimas décadas y lograr, así, un sotobosque con menos carga y generar un ecosistema más resiliente al paso del fuego.

Marco legal

Decreto 64/1995, de 7 de marzo. Decret pel qual s'estableixen mesures de prevenció d'incendis forestals.

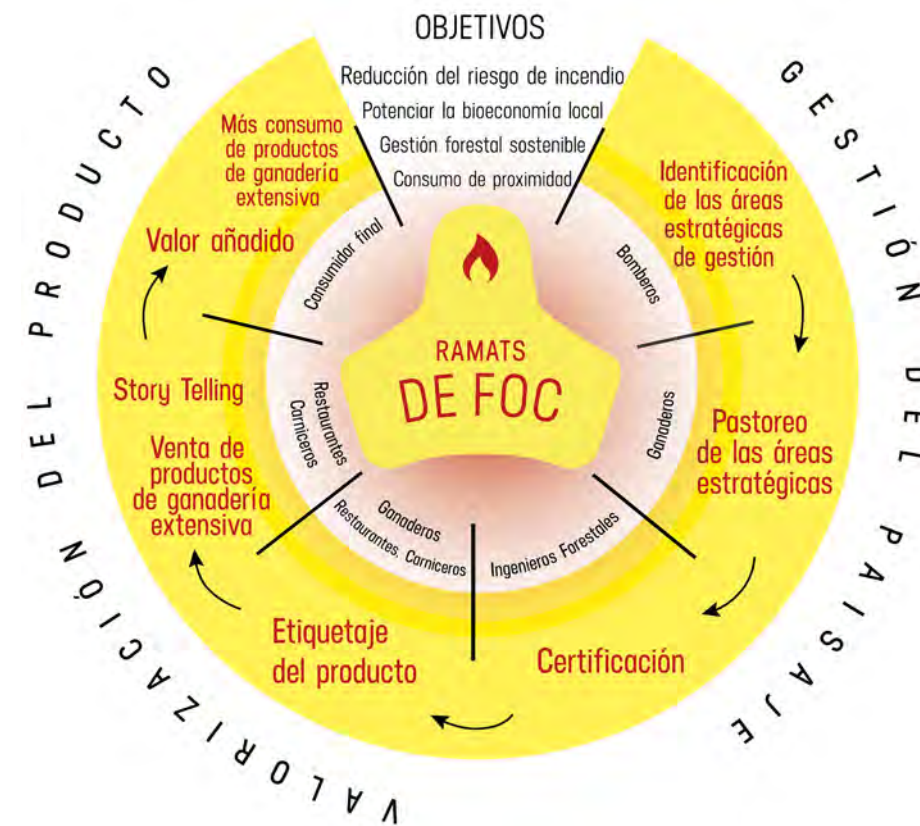
Decreto 312/2006, de 25 de julio. Decret pel qual es regula la gestió del foc tècnic per part del personal dels serveis de prevenció i extinció d'incendis de la Generalitat de Catalunya.

Ley 6/1988, de 30 de marzo. Llei forestal de Catalunya.

Acciones de restauración

Ramats de Foc empieza con la identificación de zonas estratégicas de incendios. Las zonas estratégicas son áreas del territorio que, por su estructura forestal, situación estratégica y facilidad de gestión futura, son apropiadas para cambiar el comportamiento del incendio forestal y facilitar su control.

Posteriormente, se diseña un plan de pastoreo prescrito para definir los objetivos del pastoreo en cada zona estratégica y el manejo del ganado para lograr estos objetivos. De este modo, los pastores y pastoras participantes introducen sus rebaños en las zonas estratégicas con unos objetivos específicos de control del crecimiento de la vegetación herbácea y arbustiva de sotobosque mediante el consumo, pisoteo y rotura. En algunos casos, antes de la entrada del rebaño en la zona estratégica ha sido necesario realizar alguna actuación complementaria como quemas prescritas, clareos y desbroces.



➤ **Figura II.** Etapas del Proyecto Ramats de Foc, desde la gestión del paisaje hasta la venta y valoración del producto derivado de la ganadería extensiva. **Autoría:** Fundación Pau Costa.

Una vez al año, los ganaderos pasan una certificación por parte de ingenieros forestales para comprobar que han cumplido con los objetivos del plan de pastoreo. Cuando pasan esta inspección, pueden empezar a vender su producto con el sello de Ramats de Foc. Carniceros y restauradores se encargan de la comercialización de los productos cárnicos y lácteos derivados de estos rebaños.

La sociedad es la pieza clave que cierra cadena de valor al actuar como consumidores finales de los productos de Ramats de Foc, ya que su consumo es imprescindible para mantener viva la ganadería extensiva en bosques locales, con los beneficios que ello comporta para la sociedad.

Se ha creado el distintivo «Ramats de Foc», el cual permite visibilizar y poner en valor los rebaños que pastan en zonas estratégicas para la prevención de incendios, a través de la comercialización de sus productos: carnes y lácteos de proximidad, de máxima calidad y que ayudan a la preservación de nuestros bosques.



➤ **Figura III.** Carne con etiquetado «Ramats de Foc». **Autor:** Diego Espada.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Con Ramats de Foc convergen las necesidades de ganaderos, cuerpos de gestión de incendios, carnicerías y restaurantes, con el objetivo de articular una cadena de producción y consumo de alimentos procedentes de rebaños participantes que tenga como valor añadido la prevención de incendios en áreas estratégicas.

De esta manera, el proyecto pone en común los agentes públicos y privados interesados en la práctica de la ganadería extensiva en zonas forestales, y diseña un mecanismo basado en su cooperación para garantizar la continuidad del silvopastoreo.

Una creciente red de carnicerías del Gremi de Carnissers i Xarcuters Artesanals de las comarcas de Girona y de restaurantes ofrecen los productos de Ramats de Foc. Una cadena de valor que cierran los consumidores comprando productos derivados de los rebaños.

Seguimiento de la RE

	N.º de ganaderos	N.º de zonas estratégicas	Hectáreas gestionadas	Puntos de venta
2016	3	4	48	3
2022	20	50	651	35

Mantenimiento

El proyecto está, a día de hoy, gestionado por la Fundación Pau Costa. Sin embargo, la estrategia a largo plazo pasa por crear una entidad jurídica propia para que los mismos participantes sean los gestores y aseguren el funcionamiento de Ramats de Foc.

Evaluación final

Ramats de Foc ha permitido generar una red de ganaderos que trabajan en la prevención de incendios en zonas de alto riesgo. En paralelo, el trabajo comunicativo ha permitido dar a conocer entre la sociedad la importante tarea del silvo-pastoralismo. Cabe destacar, entre estas tareas, el mantenimiento de las zonas estratégicas de baja carga de combustible, la recuperación de pastos y antiguas zonas abiertas, y el fomento del mosaico agroforestal como estructura de paisaje. Por otro lado, también se ha conseguido incentivar el consumo de proximidad y la bioeconomía local, con un aumento de entre el 13 y el 40 % en las ventas de carne de los ganaderos del proyecto mediante el sello de «Ramats de Foc» (datos de la fase piloto del año 2018).

Presupuesto y financiación

Este proyecto ha sido posible gracias a la aportación de la Fundación Daniel y Nina Carasso (2016-2019), así como la Fundación Caja de Ingenieros (2020-2021), la Diputació de Tarragona (2022), la Diputació de Lleida (2022) y BBVA (2022-2023).

Cualificación del personal

Ganaderos, bomberos, ingenieros forestales, carniceros y cocineros.

Más información

Web:

<https://www.ramatsdefoc.org/es/>

Autores: Guillem Canaleta (Fundación Pau Costa); Marc Arcarons (Fundación Pau Costa); Guillem Armengol (Fundación Pau Costa); Ona Alay (Fundación Pau Costa); y Jonathan Troncho (Fundación Pau Costa).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DEL BOSQUE AUTÓCTONO EN EL «PAZO DO FARAMELLO» (ROIS, A CORUÑA)

Localización del proyecto

Municipio de Rois (A Coruña, Galicia).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (en adelante, FIRE).

Entidad/es socia/s del proyecto

Pazo do Faramello y Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Marzo de 2016-en curso.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

La degradación del espacio diana se debe a un conjunto de causas pertenecientes a tres grupos incluidos en los anexos I y II de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca: reemplazo del bosque autóctono por plantaciones productivas de eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus*).

Grupo X. Accidentes y/o catástrofes naturales: huracán.

Grupo XI. Incendios: incendios forestales sucesivos.

Esta concatenación de perturbaciones facilitó la colonización masiva por parte de la acacia negra (*Acacia melanoxylon*) y la degradación del bosque autóctono.

Ecosistemas afectados

El espacio degradado se clasifica, según los tipos de hábitats de interés comunitario de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, de la siguiente manera:

- 9. Bosque.
- 92. Bosques mediterráneos caducifolios.
- 9230. Bosques galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*.

Motivación para desarrollar el proyecto

La principal motivación para desarrollar el proyecto fue crear un espacio piloto demostrativo de restauración del bosque autóctono que fuese replicable en otras partes del territorio gallego afectadas por la misma problemática. Además, la fundación presenta una larga tradición de compromiso por la restauración ecológica, que es clave y siempre motor para el desarrollo de este tipo de proyectos.

Diagnóstico ecológico

El Pazo do Faramello es un edificio histórico de comienzos del siglo XVIII, que albergó la primera factoría de papel de Galicia en el año 1710. La creación de esta fábrica conllevó la proliferación de plantaciones forestales con fines productivos de eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus*) en el propio terreno del pazo y en las fincas circundantes, en detrimento del bosque autóctono de *Q. robur* y *Q. pyrenaica* preexistentes. Las plantaciones monoespecíficas de eucalipto normalmente incluían como especie acompañante a la acacia negra (*Acacia melanoxylon*), por su capacidad para mejorar el rendimiento maderero del eucalipto (Sanz Elorza, Dana Sánchez y Sobrino Vesperinas, 2004). Con el fin de la actividad papelera, los terrenos del pazo se convirtieron en una masa forestal monoespecífica sin gestionar, dominada por estas especies altamente pirófitas y de carácter invasor. La vegetación autóctona en el área de actuación estaba relegada a la presencia de individuos dispersos de *Q. robur*, *Ulex europaeus*, *Castanea sativa*, *Crataegus monogyna*, *Frangula alnus* y *Cytisus scoparius*, principalmente.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo del proyecto se sitúa dentro de la restauración ecológica. El objetivo general del proyecto es la restauración del bosque autóctono gallego en el Pazo do Faramello (Rois, A Coruña). Los objetivos específicos son los siguientes:

- Crear un espacio piloto demostrativo de restauración del bosque autóctono replicable en otras partes del territorio gallego.
- Recuperar procesos ecológicos clave del ecosistema como la regeneración natural y el reclutamiento de especies autóctonas, que permitan al ecosistema recuperar su funcionalidad.

- Generar conocimiento técnico sobre medidas efectivas para la erradicación del eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus*) y la acacia negra (*Acacia melanoxylon*).
- Monitorear, medir y cuantificar la evolución del ecosistema a restaurar vs. el ecosistema de referencia, así como la efectividad de las acciones implementadas dentro del proyecto.
- Divulgar y sensibilizar sobre la problemática de las especies invasoras en el territorio gallego, así como sobre la importancia de recuperar las funciones ecológicas deterioradas por ellas.

El ecosistema de referencia seleccionado fue un bosque maduro en Mosteiro de Carboeiro (Silleda, A Coruña), un monasterio próximo y con similares características ecológicas y ambientales a la zona de actuación. Este bosque se caracteriza por la presencia de árboles grandes en baja densidad y una gran diversidad estructural vertical. La biodiversidad es alta (diversidad de Shannon 1,28), y dominan los individuos de *Quercus robur*, así como otras especies autóctonas como *Quercus suber*, *Castanea sativa*, *Alnus glutinosa* o *Sambucus nigra*.

En cuanto al clima, es también de tipo Csb (mediterráneo de veranos frescos), con temperaturas y precipitaciones medias anuales similares a las del pazo. Geológicamente, se pueden encontrar granitoides de dos micas, concretamente esquistos (IGME Visor, 2019), dando lugar, igualmente, a suelos ácidos. La pendiente del terreno también es elevada, con laderas orientadas al S o SSO. Hidrológicamente, el sistema pertenece, igualmente, a la DH Galicia-Costa. Sin embargo, al contrario que en el Pazo do Faramello, la calidad de estas aguas está categorizada como «bueno o mejor» (Aguas de Galicia, 2019).

Marco legal

Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Ley 7/2018, de 20 de julio, de modificación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.

Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

Resolución, de 28 de julio de 2009, de la Dirección General de Recursos Agrícolas y Ganaderos.

Acciones de restauración

El área total de trabajo es de 3 ha, que se dividieron en cinco subzonas con el objetivo de facilitar la planificación, la ejecución y el seguimiento de los trabajos (**figura I**):

Firma de un acuerdo de custodia del territorio con el propietario (2016)

- Justificación: garantizar el éxito y continuidad del proyecto.

Eliminación de individuos de *Eucalyptus globulus* y *Acacia melanoxylon*

- Justificación: elevada densidad de ambas especies, dificultando la recolonización de la flora nativa (pérdida de biodiversidad).
- Metodología: en las zonas 1, 2 y 3 se realizó un desbroce mecánico entre 2016 y 2018. Los resultados mostraron que este método no sólo no es eficaz, sino que es contraproducente. Por ello, en el año 2020 se estableció una parcela experimental en la que se probó el control químico selectivo con glifosato con pincel tras desbroce, técnica que resultó ser mucho más eficaz. Por ello, esta fue replicada en toda la superficie de actuación (a excepción de la zona 5) entre los años 2020 y 2022.

Reforestación con especies autóctonas

- Justificación: escasez de remanentes de vegetación natural autóctona dificultando la llegada de semillas y, por tanto, el reclutamiento.
- Metodología: plantación de 1.641 individuos (2016-2020) de 13 especies (**tabla I**). La selección de especies se realizó mediante un inventario *in situ* y un estudio en gabinete de la vegetación potencial. El material vegetal fue adquirido en viveros cercanos teniendo en cuenta la región de procedencia.

Difusión y sensibilización a través de las redes sociales y la página web de la FIRE

- Justificación: necesidad de informar sobre la problemática de las especies invasoras y la importancia de recuperar las funciones ecológicas deterioradas.

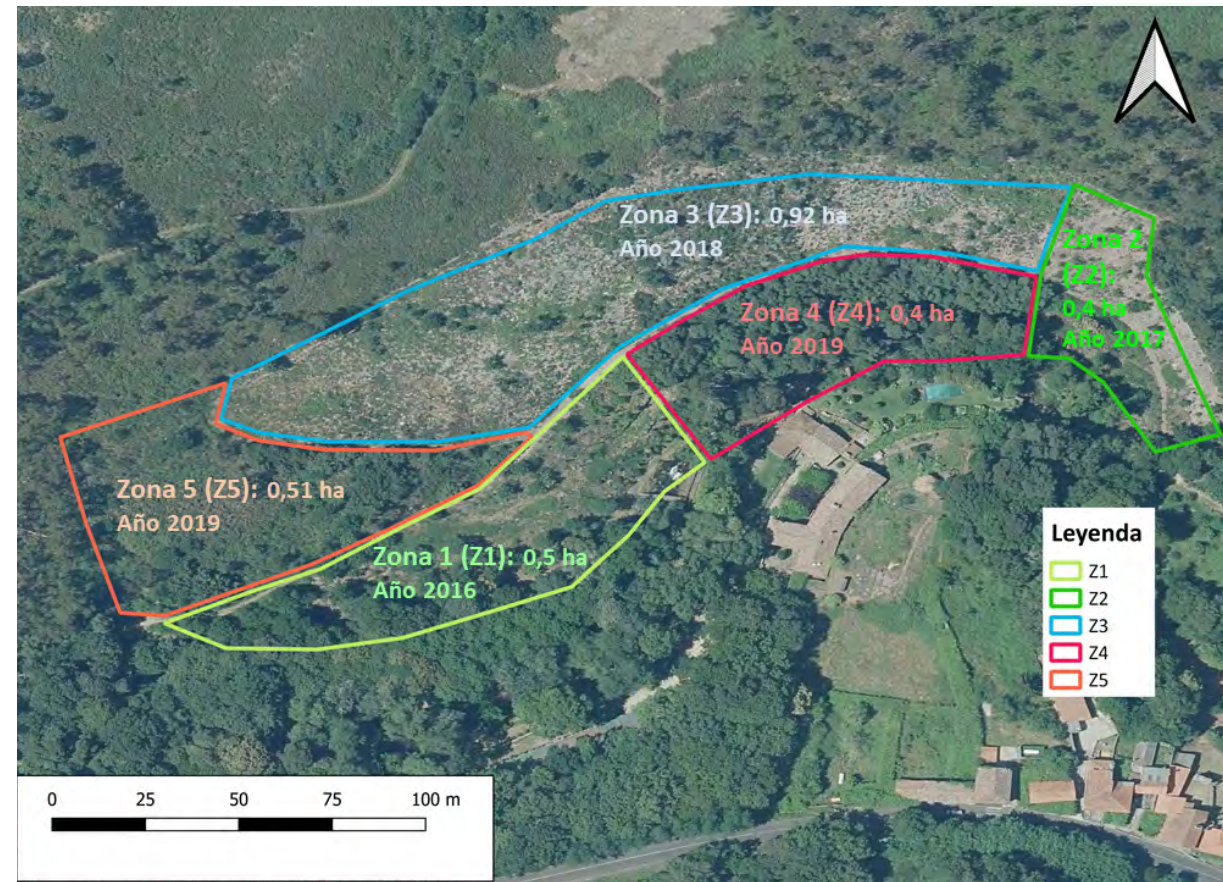


Figura I. Zonificación del área de actuación en el Pazo do Farmello (Roís, A Coruña). Autoría: FIRE.

SELECCIÓN DE ESPECIES	
Nombre científico	Nombre común
<i>Alnus glutinosa</i>	Aliso
<i>Arbutus unedo</i>	Madroño
<i>Betula alba</i>	Abedul
<i>Castanea sativa</i>	Castaño
<i>Corylis avellana</i>	Avellano
<i>Crataegus monogyna</i>	Majuelo
<i>Frangula alnus</i>	Arraclán
<i>Ilex aquifolium</i>	Acebo
<i>Prunus laurocerasus</i>	Laurel cesado
<i>Prunus lusitanica</i>	Laurel portugués
<i>Pyrus cordata</i>	Peral silvestre
<i>Quercus robur</i>	Roble común
<i>Sambucus nigra</i>	Sáuco negro

Tabla I. Especies plantadas en el Pazo do Faramello (2016-2020).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

La FIRE, mediante la firma de un acuerdo de custodia del territorio, mantiene una comunicación directa con el propietario y los trabajadores del pazo, quienes participan en el proyecto colaborando en los trabajos de mantenimiento. Además, se han establecido sinergias con otras entidades locales que realizan acciones similares de erradicación de especies invasoras en el territorio gallego como la Fundación Montescola, las brigadas deseucalptizadoras de la Asociación Verdegaia y la Asociación veciñal de Lentille. El objetivo de esa alianza es compartir información útil sobre técnicas utilizadas que permita un aprendizaje común y continuo. Por último, se han realizado: i) acciones puntuales de voluntariado y ii) acciones de difusión y sensibilización sobre el proyecto.

Seguimiento de la RE

Asociado al seguimiento del proyecto, se realizó un Trabajo de Fin de Máster vinculado al Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas de la Universidad de Alcalá, Universidad Complutense de Madrid, Universidad Politécnica de Madrid y Universidad Rey Juan Carlos, en el que se evaluó el éxito de la etapa inicial (2016-2019) de la restauración forestal realizada en el Pazo do Faramello.

El método utilizado fue «The 5-Star Recovery System tool», propuesto en los «International Standards for the Practice of Ecological Restoration de la Society for Ecological Restoration International [en adelante, SER]], que utiliza una escala para representar el gradiente de similitud del ecosistema restaurado respecto a la referencia en función del nivel de recuperación de cinco tipos de atributos, que se describen a continuación. Además, se evaluó el punto de partida o ecosistema degradado (figura II).

Los resultados obtenidos para los tres estados (restaurado, degradado y referencia) se compararon después con ayuda de un análisis estadístico para conocer el éxito de la restauración.

Ausencia de amenazas

Indicadores: **presencia de especies invasoras**, medida a partir del número de individuos de cada especie en cuadrantes 20 x 20 m; y **uso intensivo** (Gann *et al.*, 2019), entendido como toda actividad que afecta o pueda afectar al ecosistema, que se evaluó considerando su presencia en las zonas de estudio (Gann *et al.*, 2019).

Condiciones físicas del suelo

Indicadores: **pH** y **conductividad eléctrica**.

Se analizaron 27 muestras de suelo (Garrido, 1994) para determinar si había una variación entre las diferentes zonas (Gatica-Saavedra, Echevarría y Nelson, 2017).

Composición de especies

Indicadores: **riqueza específica**, **abundancia de las especies** y **diversidad de especies** (Índice de Shannon).

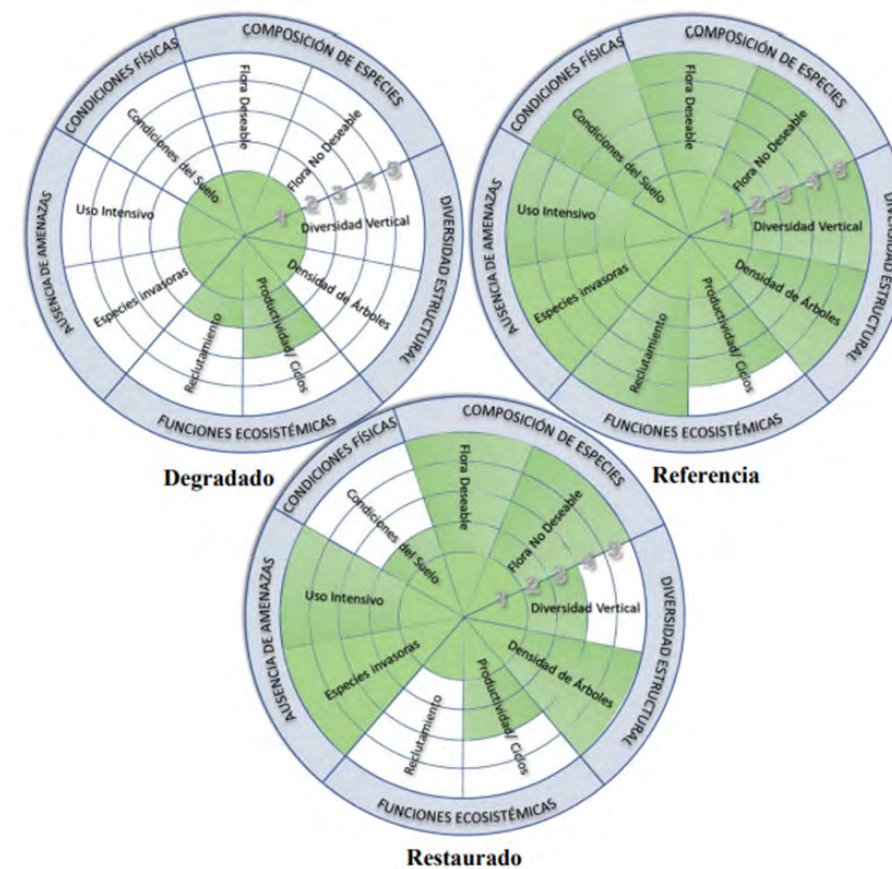
La composición de especies se determinó a partir de la flora deseable (especies autóctonas) y no deseable (especies alóctonas invasoras) presentes (Gann *et al.*, 2019).

Diversidad estructural

Indicadores: **densidad absoluta** (en porcentaje) para la densidad de árboles por área, y el **Índice de Pretzsch** para la diversidad vertical (Aguirre, 2013; Rubio *et al.*, 2014).

Funciones ecosistémicas

Indicadores: **productividad/ciclo de nutrientes**, medido mediante el porcentaje de materia orgánica y la relación de C/N en el suelo de cada cuadrante (Figuroa-Barrera *et al.*, 2012); y el **reclutamiento**, medido a partir de la densidad de la regeneración de las especies nativas.



➤ **Figura II.** Indicadores en el sistema degradado, de referencia y restaurado según «The 5-Star Method». **Autor:** María Iglesias García (2020).

Por último, en la primavera de 2022 se realizó un estudio de cobertura y abundancia de vegetación autóctona y alóctona para evaluar el estado de las acciones realizadas y el avance del proyecto, utilizando como indicadores: (1) cobertura vegetal, (2 y 3) diversidad y densidad de especies leñosas, (4) superficie ocupada por especies invasoras y (5) reclutamiento de especies leñosas autóctonas.

Mantenimiento

Desde el año 2016, la FIRE realiza al menos una visita anual al área de actuación con el objetivo de realizar un correcto seguimiento y mantenimiento del proyecto. El plan de mantenimiento ha consistido en:

- Control anual del rebrote de las especies exóticas invasoras, especialmente de *Acacia melanoxylon*.
- Reposición de los individuos muertos cuando la supervivencia de las plantaciones < 75 %.

- Marcar y protección de los individuos de vegetación autóctona reclutados de forma natural, especialmente de *Quercus robur*.
- Disminución de la densidad de las leguminosas autóctonas tojo (*Ulex europaeus*) y retama negra (*Cytisus scoparius*).

Además, cuando una medida se muestra ineficaz, se aplica el principio de gestión adaptativa que permite diseñar, implementar y evaluar nuevas estrategias de intervención sobre el terreno (véase el apartado sobre desviaciones).

Desviaciones

En 2016 se iniciaron los trabajos de erradicación del eucalipto blanco y la acacia negra en el Pazo do Faramello mediante el empleo de la técnica de desbroce mecánico. Los resultados obtenidos no fueron los deseados y mostraron la ineficacia de este método.

Por ello, en el año 2019 el equipo de FIRE trabajó en el estudio y diseño de nuevas estrategias de intervención y visitó en terreno otras iniciativas locales similares con amplia experiencia en la erradicación química selectiva de estas especies. Así, en el año 2020 se estableció una parcela experimental (20 x 20 m) en la zona 1 en la que se probó la efectividad de esta técnica, replicándose posteriormente en toda la superficie.

Entre las lecciones aprendidas destacan: i) la importancia de conocer experiencias locales similares en la etapa inicial que puedan ser incorporadas al proyecto, permitiendo el ahorro de recursos; y ii) la importancia de la gestión adaptativa cuando se trabaja con sistemas complejos.

Evaluación final

Según los resultados del seguimiento de la supervivencia realizado por FIRE y la evaluación realizada con el método «5-Star» de la SER, los resultados obtenidos en esta primera etapa del proyecto de restauración son alentadores y se ajustan a los objetivos planteados:

- El método «The 5-Star» de la SER indica una mejora de la estructura y la funcionalidad del bosque autóctono restaurado.
- El diseño de las plantaciones fue adecuado según los resultados obtenidos. La ausencia de amenazas ha favorecido la alta tasa de supervivencia. La flora alóctona extirpada no ha dificultado el establecimiento de las especies plantadas.
- La tasa de supervivencia de las especies autóctonas reforestadas se encuentra en un rango de 71,4 y 82,9 %, dependiendo del año y zona de plantación.
- La técnica de desbroce químico selectivo fue la más efectiva para la erradicación y control del rebrote de *Eucalyptus globulus* y *Acacia Melanoxylon*. Con sólo dos aplicaciones, se ha conseguido controlar el rebrote casi al 95 % (zonas 1, 2 y 3)
- Es necesario el monitoreo periódico en años posteriores para evaluar el éxito y proponer nuevas actuaciones.

Persistencia de la zona restaurada

La existencia de un acuerdo de custodia del territorio entre FIRE y el propietario del Pazo garantiza la continuidad del proyecto. En 2023 se estima la finalización de los trabajos de desbroce en la zona 5. Se prevé la realización de un nuevo trabajo de investigación posterior que evalúe el grado de recuperación del sistema tras siete años desde el inicio del proyecto. Los resultados obtenidos permitirán extraer conclusiones que servirán para establecer los objetivos y acciones en una segunda fase del proyecto.

Presupuesto y financiación

La **tabla II** recoge la información de este epígrafe:

PRESUPUESTO	
TOTAL (IVA Incluido)	54.799,29 €
FUENTES DE FINANCIACIÓN	
Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITECO)	
*Convocatoria de subvenciones a entidades del tercer sector u organizaciones no gubernamentales que desarrollen actividades de interés general consideradas de interés social en material de investigación científica y técnica de carácter medioambiental (2016-2021). Incluye los gastos de 2022	Importe concedido: 54.799,29 €

Tabla II. Presupuesto total y fuentes de financiación del proyecto.

Sistemas de control

Se han seguido los estándares estipulados por la SER en las distintas fases de un proyecto de restauración ecológica: i) planificación y diseño, ii) implementación, iii) monitoreo, y iv) mantenimiento. A continuación, se recogen algunos de los elementos que han sido desarrollados en profundidad:

- El acuerdo de custodia de territorio firmado con el propietario garantiza el mantenimiento del proyecto a largo plazo.
- La zonificación del área de actuación facilitó la gestión adaptativa. Las lecciones aprendidas permitieron un ahorro de recursos en las siguientes zonas de actuación.
- Se ha generado un documento interno de seguimiento de todas las actuaciones, lecciones aprendidas y monitoreo. Esto ha permitido poseer un adecuado registro de todas las fases del proyecto y comunicar los avances de forma eficaz.
- Se ha realizado el monitoreo de «5-Stars» recomendado por la SER para evaluar el éxito de la restauración.

Cualificación del personal

El proyecto ha sido posible gracias al trabajo de las siguientes personas que forman o han formado parte del equipo técnico de la FIRE a lo largo del proyecto:

- Guillem Crespo Cepas: licenciado en Ciencias Ambientales y máster en Restauración de Ecosistemas.
- Ronny José Díaz Hernández: técnico superior en Paisajismo y Medio Rural.
- Miriam Pajares Guerra: licenciada en Ciencias Ambientales y máster en Restauración de Ecosistemas.
- Montserrat Almaraz Rodríguez: ingeniera ambiental y máster en Restauración de Ecosistemas.
- Fernando Viñepla Prades: licenciado en Biología y máster en Restauración de Ecosistemas.
- Aurora Mesa Fraile: licenciada en Biología y máster en Restauración de Ecosistemas.
- Olaia Sobrado Conde: licenciada en Ciencias Ambientales y máster en Restauración de Ecosistemas.
- El Trabajo de Fin de Máster titulado «Evaluación del Éxito de la restauración Forestal en Pazo do Faramello (Rois, A Coruña)» ha sido posible gracias al trabajo de María Iglesias García, graduada en Ciencias Ambientales y máster en Restauración de Ecosistemas, y a las directrices científicas y académicas de José María Rey Benayas, catedrático de Ecología de la Universidad de Alcalá y presidente de Patronato de la Fundación FIRE.

Más información

Referencias:

Aguirre, C.O.A. (2002) *Guía de métodos para medir la biodiversidad*. Loja (Ecuador): Área Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables. Universidad Nacional de Loja.

Augas de Galicia (2019) *Nodo IDE Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa*. Galicia: Información Xeográfica de Galicia. Xunta de Galicia. Disponible en: <http://mapas.xunta.gal/visores/dhgc/>

Augas de Galicia (2010) *Anexo VIII. Objetivos Medioambientales y Exenciones. Demarcación Hidrográfica de Galicia-Costa*. Galicia: Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras. Xunta de Galicia. Disponible en: https://augasdegalicia.xunta.gal/c/document_library/get_file?file_path=/portal-augas-de-galicia/plans/planHidroloxicoGC/2021_2027/Anexo_06_ZZPP_gal.pdf

EPDATA (2019) *Diez gráficos sobre la situación de los bosques en España y en el mundo*. (Datos actualizados el 21 de marzo de 2019). Disponible en: <https://www.epdata.es/datos/situacion-bosques-mundo-espana-datos-graficos/330#:~:text=La%20superficie%20forestal%20afectada%20en,Pes-ca%2C%20Alimentaci%C3%B3n%20y%20Medio%20Ambiente>

Figueroa-Barrera, A. *et al.* (2021) Determinación del nitrógeno potencialmente mineralizable y la tasa de mineralización de nitrógeno en materiales orgánicos, *Temas agrarios*, 17(1), pp. 32-43.

Garrido Valero, M.S. (1994) Interpretación de análisis de suelos. En: *Hojas divulgativas*, 5. Madrid: Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.

Gatica-Saavedra, P., Echevarría, C. y Nelson, C.R. (2017) Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review, *Restoration Ecology*, 25(6), pp. 1-8.

Gann, G.D. *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second Edition, *Restoration Ecology*, 27(S1), pp. S1-S46.

IDEG (2019) *Información Xeográfica de Galicia*. Galicia: Xunta de Galicia. Disponible en: <http://mapas.xunta.gal/ideg/>

IGME Visor (2019) *Visor web*. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España. Disponible en: <http://info.igme.es/visorweb>

Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana (2022) Plan Nacional de Observación del Territorio. *Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA)*. Disponible en: <http://pnoa.ign.es>

Rubio Camacho, E.A. *et al.* (2014) Diversidad y distribución vertical de especies vegetales mediante el índice de Pretzsch, *Ciencia UANL*, 17(65), pp. 34-41.

Sanz Elorza, M., Dana Sánchez, E.D. y Sobrino Vesperinas, E. (2004) *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España*. Madrid: Ministerio de Medioambiente.

Webs:

<https://fundacionfire.org/proyecto/pazo/>

<https://ebuah.uah.es/dspace/handle/10017/43945>

Autora: Miriam Pajares Guerra (FIRE).



Nombre del proyecto

POLIDUCTO G50 DESCARGA DE CRUDO EN PUERTO EXTERIOR LANGOSTEIRA (A CORUÑA)

Localización/Ámbito de actuación

A Coruña y Arteixo, Galicia (España).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Repsol Petróleo S. A. (Repsol).

Entidad/es socia/s del proyecto

Sacyr Construcción.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

5 de abril de 2021-1 de abril de 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

El origen de la perturbación se engloba en el «Grupo VI. Industria química, petroquímica, textil y papelera».

Sacyr Ingeniería e Infraestructuras llevó a cabo el proyecto de Repsol para trasladar sus operaciones del puerto interior de San Diego al puerto exterior de Punta Langosteira, en A Coruña (España).

La primera fase del proyecto consistió en la mejora del pantalán de Punta Langosteira y la segunda fase se trata de la construcción de un poliducto entre la refinería y el puerto.

Se construirá un poliducto que une las nuevas instalaciones portuarias de Langosteira, en el exterior de A Coruña, con la refinería, y que sustituye al que actualmente conecta la refinería con el puerto interior de A Coruña. Es el paso previo para la liberación y recuperación de este espacio en la ciudad.

El poliducto consiste en un conjunto de tuberías que transcurren paralelas y enterradas desde la salida del puerto exterior (trampas de rascadores) hasta la refinería, con el fin de realizar el trasiego de crudo. Adicionalmente a las dos líneas de crudo y a la de *slops*/deslastre, se dejarán instaladas otras ocho tuberías previendo ampliaciones futuras de forma que se evite la apertura de nuevas zanjas.

Tiene una anchura útil de 10,00 m para la instalación de las 11 líneas y dispondrá de una anchura adicional de 2,0 m a ambos lados del mismo (desde el eje de la tubería/cable más exterior) que permita el acceso para vigilancia, mantenimiento y reparación. Por dicho trazado transcurrirá también un doble sistema de cableado de fibra óptica y una línea de alimentación eléctrica que se ubicarán en paralelo a las tuberías. Siendo la longitud de cada una de las líneas de aproximadamente 3.500 m.

Ecosistemas afectados

Los hábitats potenciales asociados a la zona en la que se desarrolla la obra son:

- 8230. Roquedos silíceos con vegetación pionera del *Sedo-Scleranthion* o del *Sedo albi-Veronicion dillenii*.
- 7220. Manantiales petrificantes con formación de tuf (*Cratoneurion*).
- 1230. Acanilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas.
- 4030. Brezales secos europeos.
- 4040. Brezales secos atlánticos costeros de *Erica vagans*.
- 4020. Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix*.

Motivación para desarrollar el proyecto

En octubre de 2013, Repsol y la Autoridad Portuaria de A Coruña firmaron un convenio para el traslado gradual de las operaciones de sólidos y crudo al puerto exterior de Punta Langosteira. El acuerdo tendrá una gran trascendencia para la ciudad y constituye un paso importante para configurar la futura fachada marítima de A Coruña, ya que los terrenos que se liberen, cerca de 26.400 m², se urbanizarán y quedarán integrados en la ciudad.

Entre 2015 y 2017 trasladaron al nuevo puerto todos los tráfico de graneles sólidos (coque y azufre). El proyecto de traslado de las operaciones de crudo al puerto exterior incluye la obra marina, la construcción del poliducto y sus instalaciones auxiliares, así como modificaciones en algunas de las instalaciones industriales de la refinería.

En 2021 se inicia la fase de mayor relevancia del proyecto, comenzando las obras del nuevo poliducto. Esta infraestructura supone la pieza fundamental para la operatividad de Repsol en el puerto exterior, al conectar las instalaciones de la refinería con la nueva terminal en Punta Langosteira.

El proyecto, respetuoso medioambientalmente, obtuvo la declaración de impacto ambiental favorable con informes de más de una veintena de entidades, a las que se suman las consultas con organismos y exposiciones públicas realizadas.

Diagnóstico ecológico

El proyecto se enmarca en una zona húmeda y de temperaturas suaves. Geomorfológicamente, el sector de estudio se integra como parte del relieve costero del municipio de Arteixo y A Coruña. En cuanto a la geología, hay que decir que esta región se encuadra en el macizo Hespérico o Ibérico, concretamente en la «Zona Galaico-Castellana» de Lotze (1945), incluida como «Zona IV Galicia Media-Tras Os Montes» en la clasificación Matte (1968). Dentro de la hidrología de la zona hay que destacar la presencia del Rego de Suevos que desemboca en la playa de Auga Doce, en el municipio de Arteixo.

A nivel paisajístico el entorno por el que discurre el trazado es una zona periurbana poco consolidada.

En referencia a espacios de interés, la zona no se encuentra asociada a ningún espacio dentro de la Rede Galega de Espacios Protegidos, Reserva de la Biosfera ni EPIN o ENIL, ni a ningún espacio incluido dentro de la Red Natura 2000.

El poliducto ha sido proyectado fuera de las áreas prioritarias de reproducción, de alimentación, de dispersión y de concentración local de aves dentro de las zonas de protección.

Hay un total de 91 especies de avifauna con presencia potencial, de las cuales, tres especies figuran en el mismo con la categoría de «Vulnerable»: *Circus pygargus* (aguilucho cenizo), *Ixobrychus minutus* (avetorillo común) y *Phalacrocorax aristotelis* (cormorán moñudo); y una en la categoría de «Peligro de extinción»: *Milvus milvus* (milano real), por lo que se han realizado previo a las obras campañas de avistamiento de avifauna.

El entorno de la obra civil del poliducto original se conservará gracias a las actuaciones de restauración que se van a llevar a cabo, como restitución de la vegetación y el soterramiento del trazado.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

La principal recuperación y restauración ambiental, además de la restitución morfológica del trazado, se corresponde con el tramo de obra que afecta al Rego de Suevos antes de su inminente desembocadura en el mar; así como el control y eliminación de *Cortaderia selloana*, planta invasora muy extendida en la zona en la que se enmarca el proyecto; además de la mitigación de los efectos de las obras en la flora y fauna del entorno durante su ejecución.

Marco legal

Resolución, del 23 de febrero de 2001, de la secretaria general de medio ambiente, por la que se formula la Declaración de Impacto ambiental sobre el proyecto «Nuevas instalaciones Portuarias en Punta Langosteira», de la autoridad portuaria de A Coruña. Publicada en el *Boletín Oficial del Estado*, n.º 63, del miércoles 14 de marzo de 2001.

Declaración de impacto ambiental formulada por la Dirección general de calidad ambiental y cambio climático, del 27 de noviembre de 2017, relativa a la construcción de un poliducto e instalaciones auxiliares para descarga de crudo en el puerto exterior de Punta Langosteira, en los Concellos de Arteixo y A Coruña, promovido por Repsol Petróleo, S. A. (Clave 2015/0162).

Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico.

Resolución, de 28 de enero de 2013, por la que se revisa la declaración de zonas sensibles en el ámbito territorial de las cuencas hidrográficas de Galicia-Costa.

Decreto 1/2015, de 15 de enero, por el que se aprueba el Reglamento de la planificación en materia de aguas de Galicia y se regulan determinadas cuestiones en desarrollo de la Ley 9/2010, de 4 de noviembre, de aguas de Galicia.

Resolución, de 5 de julio de 2018, por la que se revisa la declaración de zonas sensibles en el ámbito territorial de las cuencas hidrográficas de Galicia-Costa.

Ordenanza de obras e servizos no Dominio Público.

Autorización de obras en dominio público hidráulico.

Acciones de restauración

Las acciones de restauración que se llevaron a cabo son las siguientes:

Restitución morfológica de toda la traza del poliducto desde el puerto hasta la refinería (aproximadamente 3.500 m), permitiendo una autorregeneración de la cubierta vegetal en la mayoría del trazado, e interviniendo mediante siembras manuales o hidrosiembras en el Rego de Suevos y en las zonas con mayor pendiente y riesgo de erosión del trazado. Las especies y composiciones utilizadas en las siembras manuales e hidrosiembras fueron:

Siembra manual	Hidrosiembra
20 % <i>Lolium multiflorum</i> .	20 % <i>Lolium multiflorum</i> .
15 % <i>Lolium perenne</i> .	15 % <i>Lolium perenne</i> .
35 % <i>Lolium westerwold</i> .	35 % <i>Lolium westerwold</i> .
15 % <i>Festuca arundinacea</i> .	15 % <i>Festuca arundinacea</i> .
5 % <i>Dactylis glomerata</i> .	5 % <i>Dactylis glomerata</i> .
10 % <i>Trifolium repens</i> .	10 % <i>Trifolium repens</i> .
50 g/m ² Abono mineral NPK 15-15-15.	1 g/m ² Estabilizante RESINATER PAA 500.
	50 g/m ² Abono mineral NPK 15-15-15.
	5 cc/m ² Ácidos húmicos y fúlvicos.
	100 g/m ² Mulch orgánico.
	2,5 l/m ² Agua.



Tabla I. Especies y composiciones utilizadas en las siembras manuales e hidrosiembras.

En el caso particular del Rego de Suevos, se realizó un desvío provisional para, una vez concluidas las obras, restituir tanto su trazado como su pendiente y morfología. Posteriormente, se procede a la recuperación de la cubierta vegetal afectada mediante una siembra manual (25 g/m²).

Debido a que la casi totalidad del trazado es enterrado, a excepción de la zona portuaria y la refinería, requiere de importantes movimientos de tierras. Posteriormente, estas tierras son usadas previo cribado de una parte para el tapado, por lo que no se generan excedentes, restituyendo el terreno a su morfología original y acotando los impactos paisajísticos a la fase de construcción.

Control de las especies invasoras:

Durante los movimientos de tierra y la corta de vegetación, se ha evitado la introducción y dispersión de especies exóticas invasoras, prestando especial atención a la *Cortaderia selloana*. Para ello se ha procedido a:

- Cortar las varas florales e introducirlas en bolsas hasta su podredumbre.
- Arranque mecánico de las plantas sin varas florales e incluyendo raíces, con traslado a una zona de la obra controlada para dejarlas secar sin entrar en contacto con el suelo mineral sobre una superficie de plástico y cubriéndolas completamente hasta su podredumbre. Verificación de que no se producen rebotes.
- Seguimiento de los acopios de tierra vegetal para asegurar que están libres de especies exóticas.



Figura I. Hidrosiembra de taludes. **Autor:** Ricardo Medín Souto.



Figura II. Desvío del cauce del Rego de Suevos. **Autor:** Álvaro M. Brea Pascual.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se mantuvieron contactos regulares con la industria afectada (SARVAL), que tiene una captación en el Rego de Suevos, aguas abajo de la zona afectada por las obras. Además, se establecieron vías de comunicación como un correo electrónico específico o reuniones con los vecinos y asociaciones locales, organizadas junto a Repsol y el Ayuntamiento, para comunicar y tratar cualquier tipo de duda o incidencia asociada con el proyecto constructivo.

Seguimiento de la RE

Existe un programa de vigilancia ambiental asociado al proyecto que incluye el control de ruidos, calidad del aire, vibraciones, consumos, generación de residuos, control arqueológico, así como la toma muestras de las aguas del cauce todos los meses durante la ejecución de las obras.

Mantenimiento

No hay asociado ningún plan de mantenimiento específico más allá del periodo de garantía de la obra y del control de especies invasoras (*Cortaderia selloana*) durante la fase de construcción. En el caso de rebrotes de especies exóticas invasoras en el periodo de garantía, se plantean tanto métodos mecánicos (corte y arranque de las plantas) como químicos mediante el uso de glifosato con un tratamiento mediante aerosol:

- 2 %v/v (0,3 l de glifosato 36 % en 15 l de H₂O).
- 3 %v/v (0,45 l de glifosato 36 % en 15 l de H₂O).

Desviaciones

No se han producido afecciones al medio o a la calidad de las aguas significativas o reseñables durante la ejecución de las obras. En este punto, también hay que indicar que tampoco se han producido quejas ni reclamaciones por parte de las personas o empresas directamente afectadas.

Como lección aprendida hay que indicar que el dimensionamiento del desvío ejecutado fue para un caudal superior al que llevó el cauce durante la obra. Esto hizo que el calado fuese reducido, pero, debido a que no hay ictiofauna asociada al cauce, no se puede relacionar con un impacto a fauna asociada.



Figura III. Restitución del cauce del Rego de Suevos. Autor: Víctor Llorente Cuesta.

Evaluación final

Se consiguió no afectar a la calidad de las aguas del Rego de Suevos, evitando la generación de impactos, tanto a nivel ecológico como social, ya que no se interrumpió el proceso productivo de la industria asociada (SARVAL), para el cual la calidad de las aguas es un factor clave.

La evaluación final del control y no propagación de especies invasoras durante la ejecución de la obra ha sido satisfactoria, ya que no se ha tenido constancia de rebrotes. Se aplicaron diferentes medidas consideradas adecuadas para evitar la propagación de estas especies invasoras, lo que permitió asegurar su control y evitar su impacto ambiental negativo.

Las actuaciones realizadas se han considerado eficaces, ya que se ha restaurado el manto vegetal en el terreno por el que discurren las tuberías.

Persistencia de la zona restaurada

Las medidas afectan al dominio público hidráulico, así como a terrenos de Repsol.

Presupuesto y financiación

El presupuesto de restauración asciende a, aproximadamente, 750.000 €, de los cuales 660.000 € corresponden al tapado y restitución morfológica del terreno, 52.000 € al cruce del cauce afectado, y 38.000 € a la restitución a su estado original.

Sistemas de control

Se ha cumplido con las indicaciones de la declaración de impacto ambiental, recogidas en el programa de vigilancia ambiental que dispone el proyecto constructivo.

Cualificación del personal

El equipo encargado de llevar a cabo la obra ha demostrado contar con una amplia cualificación y experiencia en el ámbito de la ingeniería civil y la gestión de proyectos. Dos ingenieros de caminos formaron parte del equipo y aportaron su experiencia en la planificación y la gestión de la obra civil, así como en el montaje mecánico, mientras que un ingeniero topógrafo fue responsable de la medición y diseño de la topografía y cartografía necesarias para la correcta ejecución de la obra. Además, se contó con la presencia de un técnico superior especializado en la identificación y prevención de riesgos laborales en entornos de trabajo complejos. También se sumó un ingeniero agrónomo especialista en calidad, cuya presencia fue fundamental para el control de calidad de los materiales utilizados, pruebas realizadas y la correcta gestión ambiental de la obra. Por último, un encargado especialista en la coordinación del equipo y la gestión de los recursos humanos y materiales fue una pieza clave para la correcta ejecución de la obra en tiempo y forma. En resumen, el equipo contó con una amplia experiencia y cualificación, lo que garantizó el éxito de la obra.

Más información

Autores: Álvaro M. Brea Pascual (Sacyr) y Jorge Benavides Sevillano (Sacyr).



Nombre del proyecto

ADECUACIÓN DE PRIMILLARES

Localización/Ámbito de actuación

Área crítica del cernícalo primilla de los municipios de Almudévar y Vicién (Huesca).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Ministerio para la Transición Ecológica.

Entidad/es socia/s del proyecto

Unión Temporal de Empresas (UTE) Embalse de Almudévar (Sacyr-Lantania-Vias-Sogeoza) (Contratista).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

28 de febrero de 2018-15 de noviembre de 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo VIII. Ingeniería hidráulica y de gestión del agua. Construcción del embalse de Almudévar.

El promotor ha considerado que existen afecciones sobre las poblaciones de cernícalo primilla, tanto de pérdida de zonas disponibles de alimentación (superficie del vaso del embalse) como de lugares de nidificación (afección directa sobre las construcciones con presencia de cernícalo primilla que serán inundadas).

Se conocen varias colonias tradicionales de cernícalo primilla en el entorno, actualmente reducidas a una (Castillo Bajo de San Juan), junto al estribo norte del dique este del embalse.

Ecosistemas afectados

Zonas agrícolas/agroecosistemas.

Comunidad ornítica de cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en el área del futuro embalse que recibe la calificación de «sensible a la alteración de su hábitat», del Catálogo Aragonés de Especies Amenazadas (Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón).

El cernícalo primilla es una pequeña rapaz cuyas poblaciones se redujeron notablemente durante el siglo XX, debido a la intensificación de las labores agrícolas y al crecimiento de las áreas urbanas e industriales. De ahí su inclusión en los catálogos de especies amenazadas. Su función ecológica, como pequeño depredador, le da un papel relevante en el agroecosistema. Es una especie que controla las poblaciones de presas de pequeño tamaño que pueden devenir en plagas: saltamontes, langostas, topillos, ratones, etc., reduciendo y controlando el impacto negativo de estas sobre los cultivos. En la época de reproducción explotan intensamente el territorio alrededor de los primillares, depredando sobre las presas que, en ese momento, tienen una mayor explosión demográfica.

Motivación para desarrollar el proyecto

De forma específica, en la Resolución de 12 de noviembre de 2012, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, por la que se formula declaración de impacto ambiental (DIA) del proyecto Regulación de la cuenca del río Cinca para completar los riegos del Alto Aragón, embalse de Almudévar, se propone la adecuación y mejora de edificaciones como primillares en el entorno del embalse. La medida deberá poder albergar un total de veinticinco parejas reproductoras.

Aunque el municipio de Almudévar no se encuentra en el ámbito del Plan de Conservación del Hábitat del cernícalo primilla [Decreto 233/2010, de 14 de diciembre, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un nuevo régimen de protección para la conservación del Cernícalo Primilla (*Falco Naumanni*) y se aprueba el plan de conservación de su hábitat], resulta conveniente para la protección de la especie el cumplimiento de las medidas de conservación indicadas en dicho plan.

Dentro de las medidas de conservación contempladas en el Plan de Actuaciones, el mencionado plan de conservación del hábitat del Decreto 233/2010 establece, en el apartado 1.1.2., asegurar la conservación de los actuales lugares de nidificación en el ámbito de aplicación del plan; y en concreto, en el apartado 1.1.2.1., actualizar los criterios que deben incorporarse a la rehabilitación de edificaciones antiguas para mantener y potenciar su capacidad de acogida para la especie en el ámbito de aplicación del plan, y, en el apartado 1.1.3., favorecer la inclusión de elementos y estructuras que permitan su utilización como puntos de nidificación en edificaciones de nueva creación en el área de aplicación del plan.

Diagnóstico ecológico

El hábitat del cernícalo primilla en Aragón, y en especial en las comarcas de Los Monegros y Las Cinco Villas, está constituido fundamentalmente por un mosaico de cultivos de secano y matorrales mediterráneos. En estas áreas se ubican los primillares: edificios de uso agropecuario que tradicionalmente presentaban techumbres sustentadas por vigas de madera y estructuras de cañizos sobre las que se extendía el barro o adobe que finalmente recibía las tejas árabes. Este tipo de construcción favorecía (con el paso del tiempo) el desplazamiento de las tejas o la fragmentación de estas, de manera que se permitía el acceso a los cernícalos primilla y la puesta y cría de los pollos bajo las mismas.

En el pliego de prescripciones técnicas particulares (PPTP) del proyecto se ha planteado como medida de compensación, por la pérdida de hábitat e infraestructuras de nidificación, la rehabilitación y acondicionamiento de construcciones rurales tradicionales (*mases* o torres) y/o la construcción de nuevas en el entorno de actuación del proyecto. En estas edificaciones se instalarían los nidales (nidos en pared, nidos bajo teja adaptada, etc.) para las puestas del cernícalo primilla.



Figura I. Pareja de primillas, macho y hembra.
Autores: Miguel Á. Sierra y Yolanda Fernández.

El uso de estas *mases* o torres ha estado ligado tradicionalmente a la ganadería extensiva de ovino (parideras de ganado ovino). Por la coyuntura de este sector (baja rentabilidad, poco o ningún relevo generacional, condiciones de trabajo, etc.), la cabaña ganadera ovina en Aragón ha disminuido drásticamente en los últimos 10-20 años, llevando al abandono de la mayoría de estos *masicos*. Al desuso se suma el frecuente hurto de las tejas árabes con las que tradicionalmente se construían. Ambos factores ocasionan un rápido deterioro de estas estructuras (principalmente derrumbamiento de tejados y desmoronamiento de muros). Como consecuencia, el cernícalo primilla pierde de manera progresiva puntos tradicionales de nidificación.

Los *masicos* del entorno del embalse, con la excepción de la Torre de San Juan que todavía está en uso, se hallan en esta situación de degradación. Por ello, la única colonia existente en el momento de inicio de las obras está sita en la citada torre.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo de la medida, visto su diagnóstico, ha sido buscar alternativas de remediación para la mejora en la gestión de espacios seminaturales y de rehabilitación de *masicos* y torres, para reparar la funcionalidad de los ecosistemas.

La alternativa propuesta es la construcción de nuevos edificios, normalizando su tipología, materiales y nidos de cría.

Estos edificios de nueva construcción deberían subsanar las deficiencias detectadas en el diagnóstico ecológico. Tendrá que ser un edificio duradero (vida útil de cincuenta años o más), de sencilla construcción (materiales comunes en la edificación), relativamente económicos (el coste de construcción debe estar por debajo del de rehabilitación y tiene que facilitar la construcción de una red de ellos), con un bajo mantenimiento (en general, los primillares son estructuras a las que la Administración no dota de grandes partidas presupuestarias), que disminuya las posibilidades de hurtos y vandalismos, que no dependan de negociaciones con terceros (propietarios particulares) y que queden relativamente integrados con el entorno.

Marco legal

Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón.

Resolución de 12 de noviembre de 2012, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, por la que se formula declaración de impacto ambiental (DIA) del proyecto Regulación de la cuenca del río Cinca para completar los riegos del Alto Aragón, embalse de Almudévar.



Figura II. Polluelos de cernícalo primilla en la caja nido. **Autores:** Enrique Laplaza (Garona Estudios Territoriales).

Decreto 233/2010, de 14 de diciembre de 2010, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un nuevo régimen de protección para la conservación del Cernícalo Primilla —*Falco naumanni*— y se aprueba el plan de conservación de su hábitat. [El municipio de Almudévar no está incluido en el Plan. Se matiza el motivo de aplicación en párrafos anteriores].

Decreto 109/2000, de 29 de mayo, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para la conservación del cernícalo primilla (*Falco naumanni*) y se aprueba el Plan de Conservación de su Hábitat. [Este decreto está anulado por sentencia del Tribunal Supremo de 2008].

Información al respecto se puede encontrar en la [página web del Gobierno de Aragón](#).

Acciones de restauración

Selección de ubicación del primillar prefabricado (febrero de 2021). Los emplazamientos deben tener en cuenta tanto la distancia respecto a otras posibles colonias presentes en el entorno como la disponibilidad de hábitats adecuados de alimentación (los edificios deben situarse prioritariamente en terrenos de

cultivos herbáceos de secano —un entorno/*buffer* de unos 2 km de radio deberá corresponder mayoritariamente a secanos—). Tras un censo inicial realizado por Garona Estudios Ambientales, y los posteriores seguimientos de aves durante el desarrollo de la obra, se decide seleccionar el área denominada Forniillos 1 como la más indicada para ubicar la nueva edificación.

En esta zona se conoce la presencia histórica de colonias de primillas que desaparecieron debido a la degradación de los tejados de los edificios existentes. Actualmente, esos mismos edificios albergan, al menos, el nido de una pareja de cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*) y varios nidos de chova piquirroja (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*), especies que suelen acompañar al cernícalo primilla.

Definición de un modelo tipo de edificación, así como la normalización del nido (febrero de 2021). Las edificaciones no deberán presentar elementos o características que puedan facilitar el acceso al tejado de depredadores. En este sentido, se escogerán construcciones con tejados situados a más de 2,5 m de altura (recomendable entre 3 y 4 m), y se evitarán aquellas edificaciones que presenten junto a las mismas muros, ruinas, piedras, rocas, postes y vallas (salvo que resulte factible su modificación de manera que se impida el posible acceso al tejado de depredadores terrestres).

Estas condiciones hacen que se decida construir un edificio de planta cuadrangular con bloque prefabricado (bloque liso o bloque visto, admitiendo diversos colores). Tiene un piso superior que albergue los nidos de primilla y acceso limitado al piso superior por una escalera desmontable. La edificación es independiente, con un inicio del tejado a los 5,00 m. Tiene nidos en un piso superior (mínimo 3,35 m de altura al primer nido instalado).

El edificio se podría adaptar fácilmente para el anidamiento de otras especies (búhos, lechuzas, murciélagos, etc.).

La medida de compensación cita que debe albergar un total de 25 parejas reproductoras. Se normaliza la caja nido a utilizar siguiendo las recomendaciones de las diversas asociaciones conservacionistas de aves de Europa. Por ejemplo, la de SEO BirdLife, una caja rectangular de unos 25,5 cm ancho x 30 cm de fondo x 21 cm de alto, fabricada en «cemento de madera» (mezcla de serrín de madera —mínimo de 75 %—, cal, cemento y aditivos) o madera de pino silvestre sin tratar, con 12-20 mm de grosor, unión de elementos mediante tirafondos, juntas de dilatación de 0,5 mm, agujeros de aireación en los laterales, entrada de 65-70 mm de diámetro y puerta lateral para la observación ornitológica. Con saliente (posadero) de base cerámica en el pie del mechinal exterior.

Construcción de la edificación (febrero de 2022-mayo de 2022).



Señalización y geolocalización (junio de 2022). Una vez construido, el edificio primillar se señalará convenientemente y se geolocalizará, de tal forma que la Administración tenga la posibilidad de incorporarlos a la red de edificios similares y emitir planos/archivos SIG para el seguimiento y control por las partes interesadas.

Se puede encontrar más información en la [cartoteca de la página web del Gobierno de Aragón](#).

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Este tipo de edificaciones, al estar geolocalizadas, podría reunirse en una red, en colaboración con el organismo autonómico, de la que podrían disponer los grupos de interés vinculados: Servicio Provincial del Departamento de Agricultura, Ganadería y Medioambiente de Huesca, Agentes de Protección de la Naturaleza (APN), SARGA, entidades de conservación ornitológica (por ejemplo, SEO BirdLife, Ecologistas en Acción-Huesca) o consultores privados ligados a estudios ambientales (por ejemplo, Garona Estudios Territoriales).

Por otra parte, la elección de las edificaciones a restaurar deberá realizarse en coordinación con el Gobierno de Aragón (Departamento de Medioambiente) y previo acuerdo con los propietarios.

➤ **Figura III.** Primillar a vista de dron donde se ve la construcción antigua, con una imagen ampliada al lado del primillar como un zoom. **Autores:** Miguel Á. Sierra y Yolanda Fernández.

Seguimiento de la RE

A continuación, señalamos los objetivos propuestos para el seguimiento de la eficacia y de la eficiencia de la medida.

Objetivo 1. Seguimiento de la ocupación de los nidos de la nueva edificación con cernícalo primilla (*Falco naumanni*).

- Indicador: número de parejas reproductoras en la edificación.
- Frecuencia: control mensual durante los meses del periodo de reproducción (febrero a junio).
- Valor umbral: nidos sin ocupar por parejas reproductoras.
- Momentos de análisis del valor umbral: en cada control durante el periodo de reproducción.
- Medida/as complementarias: en caso de no resultar ocupadas las construcciones rehabilitadas y, en coordinación con el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón, se podrá optar por favorecer la ocupación de las nuevas áreas de cría mediante el método *hacking* o crianza campestre.

Objetivo 2. Seguimiento de la productividad de las parejas de cernícalo primilla (*Falco naumanni*).

- Indicador: número de pollos criados con éxito y relación entre el número de huevos de la puesta y los pollos criados con éxito.
- Frecuencia: un único control durante el periodo de puesta, y otro control previo al vuelo de los pollos.
- Valor umbral: menos de 3,7 pollos criados con éxito por pareja (media para cada colonia).
- Momentos de análisis del valor umbral: en cada control.
- Medida/as complementarias: las medidas a adoptar, en su caso, se basarán en el estudio de las posibles causas que inciden en la productividad y, en todo, caso se consensuarán y coordinarán con el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón.

La finalización de la obra condiciona el seguimiento por parte de la UTE Embalse Almudévar. Pero al seguimiento de la RE se sumarían fácilmente los organismos autonómicos y los grupos de interés vinculados (principalmente los APN y el organismo SARGA).

Mantenimiento

Con carácter anual, el organismo autonómico revisaría el estado de la edificación, valorando posibles actos de vandalismo y el estado de los nidos. Por las características de los edificios, los daños por terceros se estiman mínimos. La caja nido está normalizada y es de muy sencilla reposición.

También con carácter anual, y tras el periodo de cría (septiembre-octubre), se recomienda una limpieza de los nidos para evitar problemas con parásitos (ácaros y similares).

Desviaciones

Los problemas de la rehabilitación y acondicionamiento de construcciones rurales tradicionales (*mases* o torres) que se han encontrado son poder localizar a los propietarios de las edificaciones que se podrían utilizar (fallecimientos, herederos, etc.) y, por otro lado, llegar a un acuerdo para su restauración. Esto último no se suele conseguir, bien por el desinterés de los actuales propietarios, bien porque se niegan a adquirir responsabilidades de mantenimientos posteriores a las rehabilitaciones. Hay que recordar que el anidamiento bajo teja ocasiona frecuentemente daños en los tejados (roturas de tejas y goteras)

No se valora el nido primillar bajo teja. Se ha optado por nido primillar en pared. Por un lado, porque la instalación de nido primillar bajo teja es complicada (los agujeros de acceso no suelen cumplir los mínimos exigidos) y, por otro, porque se evita un futuro deterioro del tejado.

Se debe estudiar si la orientación de los nidos (edificio de cuatro caras) no condiciona la ocupación de estos.

El tamaño del agujero es importante, 6,5-7,0 cm, para que no se cuele el cernícalo común o grajillas.

Para el saliente del mechinal (apoyadero), es importante utilizar una baldosa cerámica cortada a media y que sobresalga, como mínimo, unos 15 cm.

Hay que sustituir las bisagras inferiores de la tapa posterior por bisagras superiores. La tapa, tras este cambio en la bisagra, debe presentar un cierre biselado con pendiente hacia el exterior para evitar atrapamientos de los polluelos al cierre de esta.

Se deben abrir agujeros (bloque sin instalar) en las paredes para facilitar el anidamiento de búhos, lechuzas, murciélagos, etc.

Debe haber una puerta de acceso con llave y mirilla exterior-interior (que permita la observación del interior del habitáculo desde el exterior).

Tiene que haber una escalera para subir al piso superior desmontable. Si se irrumpe por vandalismo en la edificación, se evita el acceso al piso superior.

Evaluación final

Está prevista la construcción de la edificación en febrero-mayo de 2022, por lo que el seguimiento de la medida se tendría que comenzar en febrero de 2023. Se recomienda un seguimiento de 2 a 4 años para valorar la eficacia y la eficiencia de esta.

Persistencia de la zona restaurada

El nuevo primillar se encuentra en terrenos expropiados para la construcción del embalse, por lo que se garantiza su conservación. Los terrenos pertenecen, tras expropiación, a la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).

Presupuesto y financiación

Coste estimado de 15.000-20.000 € por edificación. Partida alzada en el presupuesto del proyecto constructivo.

Sistemas de control

Cualificación del personal

Para el diseño y normalización de la edificación y los nidos se ha contado con el apoyo y la experiencia de Garona Estudios Territoriales (consultor privado con amplia experiencia en el sector). Garona Estudios Territoriales posee una plantilla conformada por biólogos —ornitólogos—. Se estima que esta empresa, a su vez, realice labores de seguimiento de la RE hasta la finalización de la obra.

Diseño del primillar: ingeniero técnico agrícola e ingeniero de caminos.

Construcción del primillar: trabajadores de la UTE Embalse de Almodévar (peones, encargado de obra).

Más información

Webs:

<https://www.aragon.es/-/proyecto-life-conservacion-del-habitat-del-cernicalo-primilla-en-aragon>

<https://idearagon.aragon.es/cartoteca/>

https://repositorio.uam.es/bitstream/handle/10486/3180/22996_protocolo_seguimiento_primilla.pdf;sequence=1

Autores: Miguel Á. Sierra (Sacyr); y Yolanda Fernández (Sacyr).



Nombre del proyecto

PROYECTO DE RESTAURACIÓN FORESTAL Y PAISAJÍSTICA DEL INCENDIO DEL PUERTO DE LAS PALOMAS, TÉRMINOS MUNICIPALES DE CAZORLA Y LA IRUELA, PARQUE NATURAL DE LAS SIERRAS DE CAZORLA, SEGURA Y LAS VILLAS, JAÉN

Localización/Ámbito de actuación

Cazorla y La Iruela (Jaén).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Junta de Andalucía.

Entidad/es socia/s del proyecto

Egmasa (Empresa de Gestión Medioambiental S. A.).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Años 2010-2014.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo XI. Incendios (provocados, accidentales o naturales).

Ecosistemas afectados

Espacio que se encuentra dentro de la Red Natura 2000 con el código ZEC: ES0000035-Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas. Los hábitats presentes en la zona son:

- 4090. Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga.
- 5110. Formaciones estables de *Buxus sempervirens* en pendientes rocosas calcáreas (*Berberidion p.*)
- 6220. Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea*.
- 6420. Prados mediterráneos de hierbas altas y juncos (*Molinion-Holoschoenion*).
- 92A0. Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*.
- 9240. Robledales de *Quercus faginea* (península ibérica).
- 9340. Bosques de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.

Además, es «Zona de Protección Grado B (Área de Interés Ecológico-Forestal)», según lo dispuesto en el artículo 184 del Decreto 227/1999, de 15 de noviembre, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque Natural Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas.

Motivación para desarrollar el proyecto

En la zona afectada por el incendio forestal se realizaron unas tareas previas para favorecer la regeneración natural. Entre estas acciones se procedió a la construcción de fajinas y albarradas aprovechando una pequeña parte de la madera quemada, ya que el resto de los fustes se dejaron en pie. Tras siete años, las actuaciones previas no habían cumplido el objetivo de recuperación propuesto, encontrando una escasa regeneración natural y con árboles quemados que aún seguían en pie, manteniendo un paisaje desolador que condujo a presiones por parte de diferentes grupos económico-sociales locales.

Por tanto, se diseñó un plan de restauración para revertir la degradación del ecosistema, tal como marcan las estrategias nombradas en el apartado sobre el marco legal, y que tuviera en cuenta los valores paisajísticos y de seguridad que se necesitan para el disfrute turístico. Es interesante reseñar que el enclave afectado por la perturbación se sitúa en una de las principales entradas del parque natural, siendo el turismo el principal motor económico para la población de la zona durante todo el año.

Diagnóstico ecológico

La zona está situada entre los 800 y los 1385 m de altitud, con geomorfología montañosa y pendientes superiores al 30 %, superando el 50 % en gran parte de la superficie afectada. El suelo predominante corresponde a regosoles calcáreos desarrollados sobre calizas y dolomías. Se detectaron abundantes afloramientos rocosos y una grave afectación de los horizontes orgánicos en un alto porcentaje de la superficie, aunque en zonas puntuales existía acumulación del material arrastrado por la escorrentía que colmataba las obras de hidrotecnia que aún persistían.

La afección por parte de ganado, tanto doméstico como silvestre, afectó al establecimiento de la regeneración natural en las zonas de menor pendiente, incluso habiendo transcurrido siete años desde el incendio.

La gran cantidad de árboles muertos en pie, con una altura media de 20 m, generó problemas tanto a personas como a vehículos que discurrían por la zona afectada.

Los pinos negrales (*Pinus pinaster*) y/o marítimos (*Pinus halepensis*) que sobrevivieron estaban repartidos por la superficie en pequeños grupos y de forma testimonial. En las zonas de vaguadas se observaban algunos pies de quejigos (*Quercus faginea*) y de encinas (*Quercus ilex*) en monte bajo. Las especies de matorral predominantes eran, entre otras, jara blanca (*Cistus albidus*) y romero (*Rosmarinus officinalis*). En las zonas mejor conservadas, se observaron especies como el madroño (*Arbustus unedo*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), torvizco (*Daphne gnidium*), alguna cornicabra (*Pistacia terebinthus*) y aulaga (*Genista scorpius*).

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El ecosistema de referencia utilizado correspondía a rodales de vegetación cercanos a la zona a restaurar. Para efectuar la correcta elección de especies, se tuvo en cuenta la vegetación potencial descrita en el manual de restauración forestal n.º 5: «Modelos de Restauración Forestal», de la Junta de Andalucía, y las especies vegetales que existían en zonas alledañas, especialmente las de carácter pionero. Además, se complementó con un estudio del paisaje donde se tuvieron en cuenta las propiedades fisonómicas y las estructuras vegetales para determinar la elección de algunos de los rodales planteados.

El objetivo principal de la restauración fue recuperar progresivamente el ecosistema afectado y se consideraron los siguientes objetivos ecológicos y sociales:

1. Generar las infraestructuras preventivas necesarias para la protección del monte ante posibles nuevos incendios. Como indicador, se utilizaron los estándares de certificación forestal de FSC (Forest Stewardship Council o Consejo de Administración Forestal en español) para la correcta realización de las obras.
 - Ejecutar una repoblación a escala rodal con diferentes especies vegetales (arbóreas y de matorral), diferentes densidades y objetivos. Como indicador de seguimiento se utilizó el número de marras o porcentaje de especies que no consiguieron su establecimiento durante las labores de repoblación.
 - Recuperar la calidad paisajística y su integración en el entorno socioeconómico. Como indicador se utilizó la valoración cualitativa por parte de los entes locales en diferentes reuniones.

Marco legal

Plan Andaluz de Medio Ambiente (PAMA) 2004-2010.

Adecuación del Plan Forestal Andaluz a las nuevas orientaciones y directrices en materia de Desarrollo Forestal y de Política Ambiental para el periodo 2003-2007.

Estrategia Andaluza de Desarrollo Sostenible: Agenda 21 de Andalucía.

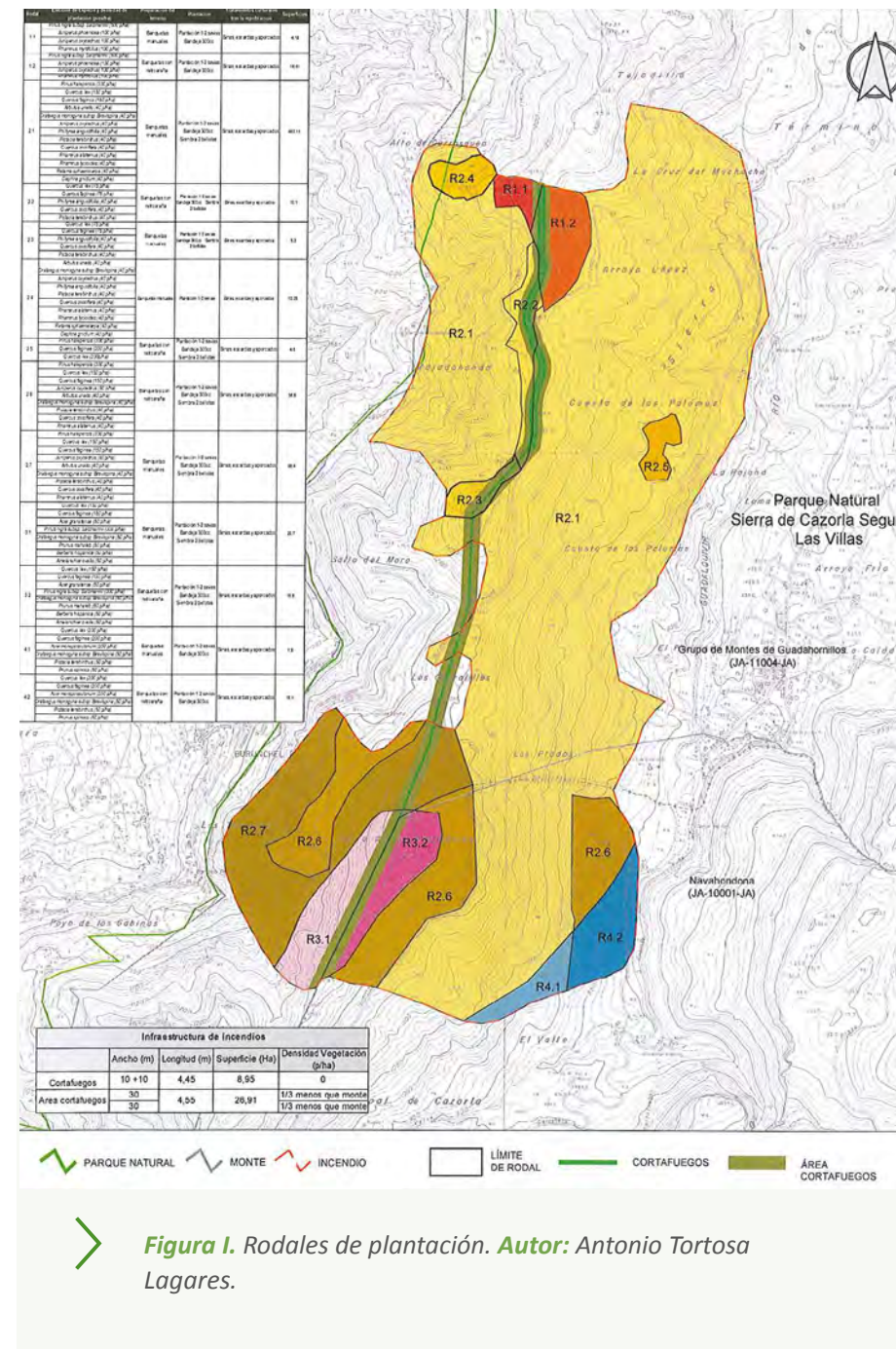
Acciones de restauración

Las acciones que se llevaron a cabo para la consecución de los objetivos del proyecto se describen a continuación:

En la primera fase se realiza la mejora de accesos de tres caminos con el fin de facilitar las labores de ejecución. Se delimitaron rodales preventivos con menor densidad de plantación y discontinuidades tanto en superficie como en altura.

En la segunda fase, se habilitó una zona para recepcionar la planta y mejorar su aclimatación. La planta utilizada provenía de los viveros de la Junta de Andalucía, utilizándose especies autóctonas de la zona. La cohorte vegetal diseñada responde a diez modelos caracterizados en función del ecosistema de referencia y los objetivos perseguidos para la restauración ecológica. La plantación se realizó por bosquetes, para garantizar la dispersión, y se complementó con un semillado manual de especies recolectadas por viveros de la zona.

La preparación del terreno para la plantación se realizó mediante una zonificación basada en la presencia de afloramientos rocosos y rangos de pendiente del terreno, facilitando la toma de decisiones en cuanto a la posibilidad de mecanización. Se realizó una apertura de banquetas mediante retroaraña en las zonas mecanizables y ahoyado manual en el resto.



En la tercera fase, se instaló un riego localizado en una gran superficie de la zona afectada con el fin de garantizar el éxito y supervivencia de las plantas y su impacto positivo en la recuperación de la calidad paisajística. Además, se procedió a la reparación de un vallado perimetral anteriormente instalado con el objetivo del control de herbivoría, tanto por ganado silvestre como doméstico.

A mediados del año 2014, se comienza la desinstalación de la infraestructura del sistema de riego localizado y se concluye la fase de ejecución de la obra.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Reuniones con grupos de interés informando sobre el desarrollo del proyecto.

Ponencias en cursos de formación dentro del marco del Plan Andaluz de Formación Ambiental de la Junta de Andalucía realizados en el Centro de Capacitación y Experimentación Forestal de Vadillo-Castril en Cazorla.

Jornadas de transferencia a profesionales del sector forestal dentro de jornadas realizadas en la Asociación de forestales de España (Profor), así como en las Facultades de las Escuelas de Ingeniería Forestal de la Universidad de Huelva y Córdoba.

Jornadas de Transferencia y repoblación participativa dentro del Programa de Voluntariado Ambiental para la defensa del Monte Mediterráneo, en colaboración con el Aula de la Naturaleza El Cantalar.

Seguimiento de la RE

Auditoría de certificación forestal para la gestión forestal sostenible mediante FSC. Dentro del control de las zonas de regeneración en el proyecto se realizó un seguimiento de parámetros estándares, tales como tipo de regeneración, especies arbóreas y arbustivas regeneradas, densidad del regenerado, grado de cobertura, estado sanitario de la masa forestal, porcentaje de marras, afección por herbívora y estado de infraestructuras (vallado perimetral y caminos de acceso).

Índices de supervivencia de especies vegetales, diferenciando plantas reintroducidas con y sin riego. La evolución de la vegetación plantada fue positiva, existiendo unas altas tasas de supervivencia, especialmente en las zonas de riego localizado.

Evaluación del grado de satisfacción de los grupos con representación socioeconómica. Durante la realización de las jornadas de transferencia del proyecto de restauración, se expuso en grado de satisfacción por parte de representantes del sector turístico, asociaciones de empresarios y visitantes del espacio natural.

Mantenimiento

Se realizaron las tareas de reposición de mallas y reparación de la infraestructura para riego durante tres años, con el fin de garantizar el mantenimiento y éxito de la restauración.

Se vetó el pastoreo en la zona afectada durante un periodo de diez años y se realizó el mantenimiento y reparación del vallado perimetral para minimizar impactos sobre la vegetación. Posteriormente, se realizó una apertura intermitente del cercado ganadero permitiendo el acceso puntual mediante careo, vigilando los daños por herbívora en los nuevos brotes de la vegetación restaurada y limitando el acceso hasta el año siguiente cuando se detectaban impactos.

Desviaciones

No existieron desviaciones del proyecto inicial, aunque se destacan las siguientes lecciones aprendidas:

- El diseño previo de infraestructuras contra incendio forestal durante la ejecución del proyecto minimiza las labores posteriores de creación y mantenimiento.
- La instalación de un riego localizado reduce significativamente las tasas de mortandad de la vegetación en comparación con las zonas no regadas.
- El coste económico de la instalación y mantenimiento del riego localizado es más bajo que la aplicación de un riego de establecimiento mediante vehículo autobomba.
- Para garantizar el buen estado de las tuberías de conducción de agua del riego localizado de la rotura por parte de roedores, como por ejemplo ardillas, es necesario la instalación de bebederos de agua alternativos.
- El control del acceso de ungulados silvestres, así como la regulación del pastoreo, es esencial para garantizar la regeneración natural.

Evaluación final

Recuperar los ecosistemas naturales de la zona afectada y mejorar la provisión de servicios ecosistémicos de una superficie total de 850 ha.

Proporcionar accesibilidad al monte para su defensa y generar una zona estratégica de gestión contra incendios desde la fase inicial del proyecto.

Mejorar la cubierta vegetal, con un total de 698.538 nuevas plantas, y su diversidad vegetal, con la introducción de 20 especies. Las tasas de supervivencia fueron satisfactorias, superando el 80 %.

Recuperar la calidad y puesta en valor del paisaje, mejorando la percepción tanto de los visitantes como de los entes locales implicados.



> **Figura II. Araña.** Autor: Antonio Tortosa Lagares.



Persistencia de la zona restaurada

La propiedad de la tierra es de titularidad pública, siendo un parque natural donde la gestión está encaminada a la conservación. Se compatibiliza con los aprovechamientos apícolas y ganadero puntual.

Presupuesto y financiación

El presupuesto base de licitación del proyecto asciende a 4.479.062,40 € y se financió con medios propios de la Junta de Andalucía.

Sistemas de control

Los montes Navahondona y Guadahornillo están certificados por FSC, por lo que usaron sus estándares y auditorías externas para garantizar el correcto cumplimiento del proyecto y la calidad de los trabajos realizados.

Cualificación del personal

Todo el personal que participó en la ejecución del proyecto tenía formación y experiencia previa en obras de restauración de zonas incendiadas. El equipo estaba formado principalmente por ingenieros forestales, biólogos, ambientólogos, agentes de medio ambiente, técnicos en gestión y organización de los recursos naturales y paisajísticos, capataces forestales y operarios forestales cualificados.

Más información

Web:

<https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/home>

Autores: Valentín Badillo Valle (Junta de Andalucía); Antonio Tortosa Lagares (Agencia de Medioambiente y Agua de Andalucía); y Rocío Soria Martínez (Universidad de Almería).

> **Figura III. Pino y gotero.** Autor: Antonio Tortosa Lagares.



Nombre del proyecto

PLAN DE REFORESTACIÓN EN EL SOTO DE TORREMOCHA DEL JARAMA-PROYECTO COMPENSA

Localización/Ámbito de actuación

Torremocha del Jarama (Madrid).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Ferrovial.

Entidad/es socia/s del proyecto

Sylvestris.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2019-2024.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Parajes de titularidad municipal, antiguos terrenos agrarios abandonados.

Ecosistemas afectados

Bosques.

Motivación para desarrollar el proyecto

Este proyecto surge del compromiso de Ferrovial en la lucha contra el cambio climático. En concreto, una de las líneas de actuación de la estrategia climática de la compañía es la neutralización de emisiones de gases de efecto invernadero a través de la puesta en marcha de soluciones basadas en la naturaleza. Con este fin, se decidió apostar por la restauración de una antigua zona agrícola mediante la repoblación de flora autóctona que permitiese la absorción de emisiones.

Diagnóstico ecológico

Se seleccionó una antigua zona agrícola carente de arbolado en el soto del río Jarama en la localidad de Torremocha del Jarama. Esta zona estaba fuertemente castigada por falta de vegetación, explotación agrícola, falta de agua, escasa diversidad biológica, etc. Se han seleccionado diversas especies autóctonas adaptadas al ecosistema.

Situación

- Exposición dominante: a todos los vientos.
- Pendientes: 0-5 %.
- Altitud: 670-680 m.

Climatología

El clima de la zona es el típicamente mediterráneo, con marcada sequía fisiológica estival de cuatro meses. A continuación, se muestra gráficamente la distribución mensual de precipitaciones y temperaturas para el municipio de Torremocha de Jarama a 706 m s. n. m., una altitud prácticamente idéntica a la de los terrenos a reforestar.

Edafología

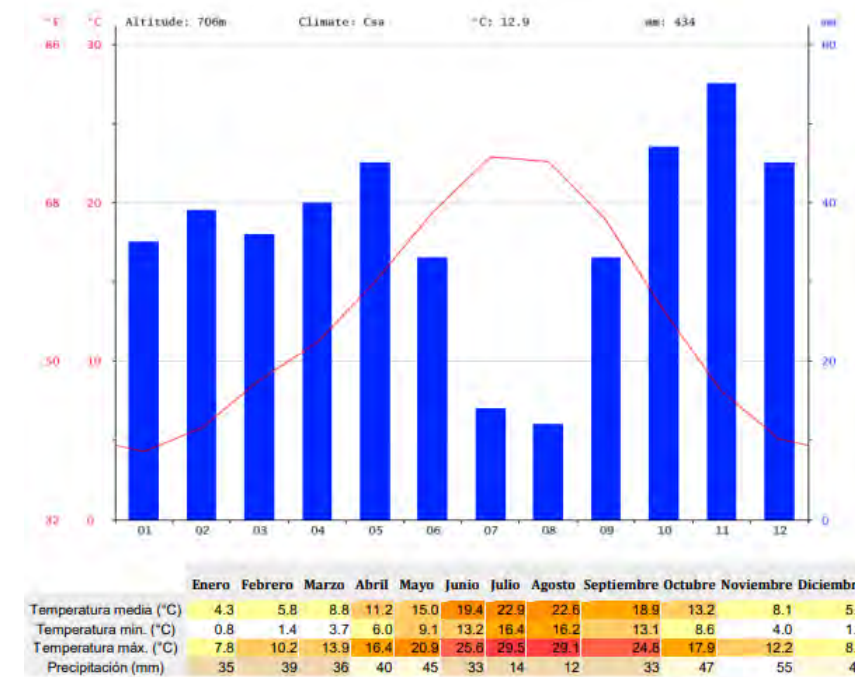
Según los datos disponibles, los suelos son fundamentalmente fluvisoles eútricos, los cuales ocupan toda el área objetivo. Según el Instituto Geológico y Minero de España (IGME), la unidad geológica más representativa son los limos grises y arenas provenientes del holoceno.

Fauna

Entre la fauna que hay que tener en cuenta para este proyecto se encuentra, por un lado, la microfauna, que puede provocar predaciones sobre las semillas y, por el otro, herbívoros que pueden causar daños sobre las plántulas. De entre los herbívoros, cabe destacar el ganado doméstico (ovejas, cabras, etc.), por un lado, y el corzo (*Capreolus capreolus*), por otro. En las visitas previas de campo se han observado diversas madrigueras de conejo repartidas por toda la zona, así como daños en algunas plantas por herbivoría.

Vegetación

En la actualidad, la vegetación de la zona está compuesta fundamentalmente por herbáceas y arbustos que han colonizado estos antiguos terrenos agrícolas abandonados. Junto al río Jarama existe un bosque de galería y una franja arbolada de una antigua repoblación, zonas que al encontrarse arboladas quedan sin interés reforestador. Buena parte de la zona se intentó reforestar hace unos ocho o diez años, sin éxito.



➤ **Figura 1.** Distribución mensual de precipitaciones y temperaturas para el municipio de Torremocha de Jarama a 706 m s. n. m. **Autoría:** Sylvestris.

Indicadores

- Superficie repoblada (ha/año).
- Especies plantadas (listado).
- Densidad arbórea (pies/ha).
- Cantidad de árboles por especie (número de árboles de cada especie/año).
- Emisiones absorbidas (t CO₂e/año).
- Personal local contratado (número de personas).

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

En el proyecto sobre restauración ecológica en el área de Torremocha del Jarama se han establecido los siguientes objetivos:

Objetivos medioambientales

- Absorción de emisiones de gases de efecto invernadero a través de una solución basada en la naturaleza.

- Fomento y aumento de la biodiversidad.
- Protección del suelo frente a la erosión.
- Creación de nuevas masas mixtas más resilientes.
- Creación de un espacio con mejor respuesta a incendios.

Objetivos sociales

- Promover y afianzar el empleo verde.
- Integración laboral de personas desfavorecidas o pertenecientes a grupos en riesgo de exclusión.
- Implicar a la comunidad rural en el manejo de su territorio.

Objetivos económicos

- Dinamizar la economía del entorno.

Los criterios de restauración se han definido de acuerdo con las variables ambientales naturales del área designada. Se han empleado especies compatibles e idóneas atendiendo a las variables ambientales locales, parámetros de resiliencia y adaptación. Se fomenta la plantación de masa mixta que aporte gran diversidad biológica para mejorar la capacidad de respuesta frente a daños bióticos y abióticos. Se han seleccionado especies autóctonas; algunas de ellas son frugales, otras arbustivas y otras rebrotadoras que contribuyen igualmente a la mejora de la resiliencia del ecosistema y a la mitigación y adaptación al cambio climático. Este nuevo bosque se asemeja a los bosques naturales del entorno.

La sección inicial de especies es:

- Quejigo (*Quercus faginea*).
- Fresno (*Fraxinus angustifolia*).
- Almendro (*Prunus dulcis*).
- Espino blanco (*Crataegus monogyna*).
- Arce de Montpellier (*Acer monspessulanum*).
- Peral silvestre (*Pyrus bourgeana*).
- Guillomo (*Amelanchier ovalis*).
- Álamo (*Populus alba*).
- Chopo (*Populus nigra*).
- Sauce (*Salix alba*).
- Encina (*Quercus ilex rotundifolia*).
- Cornicabra (*Pistacia terebinthus*).

Marco legal

Real Decreto 163/2014, de 14 de marzo, por el que se crea el registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de dióxido de carbono.

Acciones de restauración

Acción	Respuesta	Justificación	Plazo
Definición del objetivo	Reintroducción de especies arbóreas que formen bosques en zona anteriormente arboladas.	Restaurar la masa arbolada, protegiendo frente a la erosión y absorbiendo CO2.	2019
Selección de localización	Parajes de soto bajo.	Parajes de titularidad municipal, antiguos terrenos agrarios abandonados.	2019
Selección de personal	Selección del personal a contratar con los servicios sociales municipales. Formación del personal contratado y entrega de equipos de protección individual (botas, guantes, chaleco, traje de agua, etc.).	Fomentar el empleo y la economía de la zona.	2019
Definición de la superficie	7,7 ha, aproximadamente.	Alojar en torno a 4.000 árboles.	2019
Elección de especies	Quercus faginea Fraxinus angustifolia Prunus dulcis Crataegus monogyna Acer monspessulanum Pyrus bourgeana Amelanchier ovalis Populus alba Populus nigra Populus x canadensis Salix alba Quercus ilex rotundifolia Pistacia terebinthus	Especies autóctonas adecuadas al medio de la zona.	2019
Definición del método de repoblación	Plantación y siembra.	Utilización de distintas técnicas de regeneración.	2019
Preparación del suelo	Hoyos de 20 cm de diámetro y 40/50 cm de profundidad.	Evitar preparaciones de gran impacto.	2019-2021
Establecimiento de la densidad	Fronosas: 100 % casillas/ha.	Objetivo medio: 500 plantas/ha.	2019
Selección de fecha de plantación	Al final del otoño, ajustando conforme a la cosecha anual y la meteorología.	Mayor posibilidad de arraigo.	2019
Plantación de los árboles	2.378 ejemplares en 2019. 898 ejemplares en 2020. 555 ejemplares en 2021.		2019-2021
Realización de trabajos complementarios	Instalación de protectores individuales de 100/120 cm con tutor.	Proteger frente a potenciales daños de herbívoros.	2019-2021
Seguimiento tras la plantación/siembra	Inventario tras el verano siguiente mediante muestreo.	Estudiar, analizar y divulgar los resultados obtenidos.	2019-2021
Mantenimiento	Sustitución de marras durante los tres primeros años.	Mantener la densidad deseada.	2019-2024
Medición de emisiones absorbidas	Utilización de las herramientas de la Oficina Española de Cambio Climático (en adelante, OECC) para la medición de las emisiones absorbidas durante el año.	Dar cumplimiento al proyecto de Ferroviario sobre la compensación de emisiones.	Anual
Inscripción en el Registro Huella del proyecto de compensación	Seguimiento de pasos establecidos por la OECC para la inscripción de proyectos.	Obtención del sello Compenso que otorga la OECC.	Anual



Tabla I. Acciones de restauración.



Figura II. Colocación de protectores y tutores metálicos en especies plantadas. Autoría: Sylvestris.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Se ha seleccionado personal del entorno, al que se ha capacitado y contratado para la realización de las tareas de plantación, fomentando el empleo verde y local y la integración de personas en riesgo.

Anualmente, se divulga información sobre las emisiones absorbidas por el bosque propiedad de Ferrovial a través del informe anual integrado, la estrategia climática y la web de la OECC.

Seguimiento de la RE

Superficie repoblada (ha/año)

- 2019: 4,9 ha.
- 2020: 1,7 ha.
- 2021: 1,1 ha.
- Total: 7,7 ha.

Especies plantadas (listado):

- *Quercus faginea*.
- *Fraxinus angustifolia*.
- *Prunus dulcis*.
- *Crataegus monogyna*.
- *Acer monspessulanum*.
- *Pyrus bourgeana*.
- *Amelanchier ovalis*.
- *Populus alba*.
- *Populus nigra*.
- *Populus x canadensis*.
- *Salix alba*.
- *Quercus ilex rotundifolia*.
- *Pistacia terebinthus*.

Densidad arbórea

500 pies/ha.

Cantidad de árboles por especie (número de árboles de cada especie/año)

	2019	2020	2021
<i>Quercus faginea</i>	356	134	83
<i>Fraxinus angustifolia</i>	238	90	55
<i>Prunus dulcis</i>	119	45	28
<i>Crataegus monogyna</i>	119	45	28
<i>Acer monspessulanum</i>	119	45	28
<i>Pyrus bourgeana</i>	119	45	28
<i>Amelanchier ovalis</i>	119	45	28
<i>Populus alba</i>	119	45	28
<i>Populus nigra</i>	119	45	28
<i>Salix alba</i>	119	45	28
<i>Quercus ilex rotundifolia</i>	713	269	165
<i>Pistacia terebinthus</i>	119	45	28
TOTAL	2.378	898	555

Tabla II. Cantidad de árboles por especie.



Figura III. Aspecto del monte tras la intervención. Autoría: Sylvestris.



Figura IV. Aspecto del monte tras la intervención. Autoría: Sylvestris.

Emisiones absorbidas

2.000 t CO₂e en los próximos 50 años.

Personal local contratado

10 personas.

Mantenimiento

Esta actuación, basada en la restauración de zonas forestales, requiere bajo mantenimiento si se compara con otras actuaciones de revegetación como los ajardinamientos, que implican riegos, podas, recortes o limpieza continuas, o los cultivos agrícolas, con laboreos, fertilizaciones, fumigaciones y cosechas recurrentes. Las reforestaciones son actuaciones a mayor escala que se preocupan por el territorio a medio y largo plazo.

No obstante, en ocasiones sí que pueden ser necesarios o convenientes ciertos trabajos posteriores a la introducción de especies, que faciliten o aumenten el éxito de la intervención restauradora.

Con el fin de estudiar la evolución de las nuevas plantas a medio plazo, fomentando el completo logro de las densidades planificadas, es recomendable realizar actuaciones de mantenimiento que incluyan el cálculo de la densidad de plantas conseguida y su evolución mediante inventario y la reposición de marras durante los siguientes tres años.

Desviaciones

No se han encontrado desviaciones.

Lecciones aprendidas destacadas:

- Mayor éxito del proyecto con colaboración con entidades especialistas en restauración de este tipo de ecosistemas.
- Mayor aceptación de la sociedad, contando con el entorno local a la hora de desarrollar el proyecto.
- Resultados más satisfactorios con restauración de zonas forestales con especies autóctonas y diversidad biológica que con otro tipo de revegetaciones.

Evaluación final

(Véase la sección «Seguimiento de la RE»).

Se ha logrado el 100 % de los objetivos propuestos.

7,7 ha.

Persistencia de la zona restaurada

Véase la sección «Mantenimiento».

Presupuesto y financiación

80.000 €, aproximadamente.

Sistemas de control

El proyecto está inscrito en el Registro Huella-Compensación de la OECC. Cumple, por tanto, los criterios definidos por la oficina.

Cualificación del personal

El equipo de ingenieros forestales de Sylvestris ha diseñado el proyecto. Habitantes del entorno de Torremocha del Jarama han trabajado en la plantación y el mantenimiento del bosque.

Más información

Web:

https://youtu.be/lqbsJ_YhXE_

Autoría: Ferrovial.



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA RESERVA NACIONAL DE CAZA DE BOUMORT

Localización/Ámbito de actuación

Reserva Nacional de Caza (en adelante, RNC) de Boumort. Municipios de Abella de la Conca, Baix Pallars, Conca de Dalt, Les Valls d'Aguilar (Lleida).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural (Generalitat de Catalunya).

Entidad/es socia/s del proyecto

GREFA, Trenca, Fundació Miranda, Endesa.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Proyecto en curso. Fecha de inicio: 2006.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, ganadería; y Grupo XI. Incendios forestales.

Ecosistemas afectados

Formaciones herbáceas naturales y seminaturales.

Brezales y matorrales de zonas templadas (matorrales de *Buxus sempervirens*, *Juniperus communis* y *Arctostaphylos uva-ursi*).

Bosques (pinos de *Pinus nigra*, *P. sylvestris* y *P. uncinata*; robledales; encinares).

Motivación para desarrollar el proyecto

La motivación para desarrollar el proyecto viene dada por varias situaciones complementarias:

- Marco legal específico de la RNC de Boumort (artículo 1 de la Ley 17/1991, de 23 de octubre, de creación de la Reserva Nacional de Caza de Boumort, en las comarcas del Pallars Jussà y del Pallars Sobirà), que obliga a conservar la fauna silvestre de la reserva y sus hábitats.
- Constatación del potencial para la recuperación de algunas especies clave, por ejemplo, debido a la aparición espontánea de ejemplares de buitre negro en los años previos al inicio del proyecto de reintroducción de esta especie.
- Potencial de mejora de algunos componentes del ecosistema degradados por factores tales como repoblaciones forestales, carga excesiva de ciervo y pérdida de heterogeneidad.
- Interés en mejorar las condiciones de la reserva para contribuir al desarrollo sostenible de las comunidades del entorno, mediante actividades como el ecoturismo y la caza.

Diagnóstico ecológico

La RNC de Boumort, creada en 1991, tiene una superficie de 13.097 ha, de las cuales 9.850 ha son propiedad de la Generalitat de Catalunya. La reserva cubre la mitad occidental del gran macizo montañoso prepirenaico situado entre los ríos Noguera Pallaresa, al oeste, y Segre, al este. Está incluida en el Plan de Espacios de Interés Natural de la Generalitat de Catalunya y en la Red Natura 2000 (ZEC y ZEPA). La reserva presenta un estado de conservación favorable en muchos aspectos, pero a lo largo de la historia ha sufrido algunos factores de degradación ambiental, entre los cuales destacan los siguientes:

- Extinción local de especies clave (herbívoros, depredadores y carroñeros), que influían de forma desproporcionada en la dinámica de los ecosistemas forestales y espacios abiertos de la zona.
- Dos grandes incendios forestales, que afectaron un 25 % de la superficie de la reserva (antes de su creación), acaecidos a caballo entre las décadas de 1970 y 1980.
- Pérdida de espacios abiertos por instalación de vegetación leñosa sobre antiguos pastizales y campos de cultivo.
- Repoblaciones forestales con especies o variedades alóctonas, con el resultado de la homogeneización del medio (masas monoespecíficas y coetáneas) y el empobrecimiento biológico.
- Efectos de ramoneo muy intenso de ciervo sobre la vegetación leñosa, en épocas de alta densidad de la especie (años 2000-2010), baja innivación y ausencia de depredadores, con notable alteración del estrato arbustivo del piso subalpino (enebro, pinos en regeneración y, sobre todo, gayuba).
- Pérdida o degradación de puntos de agua debido a los efectos del cambio climático (sequías).



Figura 1. Vista general de la principal zona de actuación en la RNC de Boumort.
Autoría: Archivo RNCB.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los objetivos de la restauración pretenden mejorar el estado de conservación general de la RNC de Boumort y sus ecosistemas, corrigiendo algunos de los principales factores de degradación ambiental existentes en este espacio natural, y potenciando aquellos procesos que promueven la heterogeneidad ambiental. En el marco del continuo de actividades para restaurar el entorno (Gann *et al.*, 2019), el proyecto forma parte del ámbito de la restauración ecológica y, más concretamente, de la recuperación progresiva de ecosistemas naturales.

Marco legal

Ley 17/1991, de creación de la Reserva Nacional de Caza de Boumort. En su artículo 1 establece que la reserva tiene el «[...] fin de proteger, fomentar y aprovechar, mediante los correspondientes planes de gestión, las especies animales que habitan en ella en estado salvaje y de preservar los ecosistemas a que pertenecen».

Normativa de protección de espacios naturales, fauna y flora silvestres, que aboga por la restauración de hábitats y especies cuando sea posible.

Acciones de restauración

Para alcanzar los objetivos planteados, se ha ido desarrollando el siguiente conjunto de acciones de restauración:

- Naturalización de repoblaciones forestales, destinada a diversificar las estructuras de masa y abrir claros para fomentar la entrada de nuevas especies y la heterogeneidad espacial.
- Mejora de pastizales, para incrementar la biodiversidad asociada y la disponibilidad de alimento para los herbívoros.
- Recuperación de la diversidad funcional de la herbivoría, recuperando un pastador de gran tamaño en un sector de la reserva con ausencia de ganadería extensiva. Se ha optado por el caballo de Przewalski, como sustituto funcional del extinto caballo salvaje euroasiático (tarpán).
- Regulación de las poblaciones de ciervo mediante la actividad cinegética, ya que en ausencia de depredadores naturales la especie puede alcanzar densidades muy elevadas que comprometen el estado de la vegetación, incluidas especies clave.
- Restauración del gremio de aves carroñeras mediante la reintroducción del buitre negro, la única especie autóctona del gremio que permanecía localmente extinta.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

A lo largo del proyecto se han llevado a cabo distintas acciones para fomentar la participación de los principales grupos de interés:

- Participación directa de entidades del tercer sector ambiental y del mundo empresarial en la ejecución y/o financiación de acciones de restauración.
- Reuniones bilaterales con representantes de las principales Administraciones y grupos de interés.
- Implicación de empresas locales de ecoturismo mediante procedimiento de autorización, establecimiento de un sector regulado de visita exclusiva mediante visitas guiadas y reuniones anuales de seguimiento.
- Implicación de los cazadores locales mediante reuniones anuales de intercambio de información e inicio de temporada.
- Implicación de propietarios particulares mediante arrendamiento de parcelas y reuniones de seguimiento.
- Exposición itinerante sobre la reintroducción del buitre negro, al inicio del proyecto.
- Espacio interpretativo autoguiado, al aire libre, en el antiguo vivero de Gerri de la Sal.
- Notas de prensa y apariciones en medios de comunicación y revistas especializadas.



➤ **Figura II.** Zona abierta recuperada a partir de una masa de repoblación situada en antigua zona de cultivo. **Autoría:** Minuartia.



➤ **Figura III.** Caballos de Przewalski en una zona abierta de la reserva. **Autor:** Jordi Palau.

Seguimiento de la RE

Se ha establecido un conjunto de indicadores que permiten conocer la evolución del ecosistema objeto de recuperación en la reserva:

- Sistema de seguimiento de la presión de ramoneo sobre la vegetación leñosa de la reserva: basado en el diagnóstico efectuado en 2017, y primer sistema de seguimiento mediante parcelas (cercados de exclusión y parcelas control) en 2018.
- Naturalización de repoblaciones: de 0 (2006) a 16 ha (2022) intervenidas.
- Mejora de pastizales: de 0 (2006) a 34,5 ha (2022) intervenidas (25 mediante siembras y 14,5 mediante quemas controladas).
- Recuperación de la diversidad funcional de la herbivoría con équidos: de 0 (2006) a 5 (2022) ejemplares (proyecto en curso).
- Regulación de las poblaciones de ciervo: de 1.043 (2005) a 380 (2022) ejemplares censados.
- Evolución de la población de buitre negro: de 0 (2006) a 18 (2022) parejas reproductoras.

Mantenimiento

La gestión ordinaria de la RNC de Boumort cuenta con un plan anual de conservación y fomento en el que se programan las actuaciones necesarias para el funcionamiento de la reserva, en base a las necesidades detectadas. Este plan es el marco idóneo para efectuar el mantenimiento ordinario de los trabajos realizados y llevar a cabo acciones necesarias en función de su evolución temporal.

Desviaciones

Durante la ejecución de las distintas acciones del proyecto han surgido desviaciones respecto de lo planificado, relacionadas con aspectos tales como dificultades para el establecimiento de las plantas, rotura de cercados de exclusión, dispersión de ejemplares de buitre negro, etc. Una dificultad importante ha sido conseguir el establecimiento de pastizales que alcancen una dinámica natural, ya que se asientan sobre suelos pobres y degradados por las repoblaciones preexistentes.

Evaluación final

Los resultados obtenidos pueden analizarse en función de las distintas líneas de trabajo emprendidas:

- Naturalización de repoblaciones forestales, mediante la realización de claras y la apertura de bosquetes en tres sectores de la reserva. En estos sectores empiezan a entrar nuevas especies vegetales y se están estableciendo nuevos pastizales.
- Mejora de pastizales, que permiten mantener zonas abiertas de vegetación herbácea (rala o muy dispersa), utilizada por una variedad de aves e invertebrados de zonas abiertas.
- Regulación de las poblaciones de ciervo: la disminución en la densidad de ciervo se traduce en un incremento constatado en la densidad de corzo (anteriormente muy escaso) y en varios indicios de recuperación de la vegetación leñosa.
- Recuperación de la diversidad funcional de la herbivoría con équidos: en los sectores más utilizados por el rebaño de caballos salvajes se constata el mantenimiento de una vegetación herbácea baja y un incremento de invertebrados asociados a boñigas (lepidópteros y coleópteros).
- Establecimiento y consolidación de una nueva población reproductora de buitre negro en la reserva y, con ello, recuperación de la especie en Cataluña. La reserva se ha convertido en el único espacio natural europeo donde se reproducen las cuatro especies de buitres del continente, lo cual ha mejorado la diversidad funcional del gremio y también su aportación como activo para el ecoturismo.
- Este conjunto de acciones, combinadas con otras que serán necesarias en el futuro, deben ayudar a devolver a la RNC de Boumort un estado de conservación favorable basado en una mejora de la funcionalidad de los procesos naturales clave para los ecosistemas del espacio.

Persistencia de la zona restaurada

El ámbito de ejecución del proyecto está constituido por montes públicos propiedad de la Generalitat de Catalunya e incluidos en la Red Natura 2000 y el Plan de Espacios de Interés Natural autonómico. La combinación de ambos aspectos asegura la persistencia de las actuaciones de restauración a largo plazo.

Presupuesto y financiación

Presupuesto: diverso en función de las distintas acciones emprendidas y anualidades de actuación.

Fuentes de financiación:

- Presupuestos ordinarios de la Generalitat de Catalunya.
- Red Eléctrica.
- Endesa.

Sistemas de control

No se han utilizado.

Cualificación del personal

Diseño técnico: ingenieros de montes y biólogos.

Ejecución y seguimiento de campo: técnicos especialistas en medio natural.

Más información

Web:

www.pallarsjussa.net/boumort (véase el apartado «Documentos de interés»).

Autor: Jordi Palau Puigvert (director técnico de la Reserva Nacional de Caza de Boumort).



Nombre del proyecto

PROYECTO DE MEJORA ECOLÓGICA DEL RÍO ÓRBIGO (TRAMO I)

Localización/Ámbito de actuación

Tramo I, desde el nacimiento del Órbigo, como resultado de la confluencia del Luna con el Omaña, hasta Santa Marina del Rey, 23,5 km

	Inicio del tramo I	Fin del tramo I
UTM coordenada X	268 819	263 379
UTM coordenada Y	4 726 740	4 709 103

Tabla I. Coordenadas del tramo.

Río Órbigo.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Confederación Hidrográfica del Duero.

Entidad/es socia/s del proyecto

Dirección General del Agua.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Los trabajos de ejecución del proyecto de demolición de barreras en el río Órbigo, para recuperar la conectividad ecológica, comenzaron en octubre de 2011, concluyendo en noviembre de 2013, con aproximadamente dos años de desarrollo.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo VIII. Ingeniería hidráulica y de gestión del agua.

Ecosistemas afectados

Hábitats de agua dulce.

ZEC ES4130065 Riberas del río Órbigo y afluentes.

Tipo de hábitat	Porcentaje	Superficie relativa
3240. Ríos alpinos con vegetación leñosa en sus orillas de <i>Salix elaeagnos</i>	1	0-2 %
3250. Ríos mediterráneos de caudal permanente con <i>Glaucium flavum</i>	14	0-2 %
3260. Ríos, de pisos de planicie a montano con vegetación de <i>Ranunculion fluitantis</i> y de <i>Callitrichio-Batrachion</i>	5	0-2 %
6420. Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del <i>Molinion-Holochoenion</i>	10	0-2 %
91B0. Fresnedas termófilas de <i>Fraxinus angustifolia</i>	10	0-2 %
91E0*. Bosques aluviales de <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	15	0-2 %
92A0. Bosques galería de <i>Salix alba</i> y <i>Populus alba</i>	45	0-2 %

Tabla II. Tipos de hábitat afectados.

Motivación para desarrollar el proyecto

Proyecto incluido en la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. El haber seleccionado el Órbigo como proyecto incluido dentro de la estrategia se debió a una cuestión de oportunidad, ya que había otros ríos candidatos también del piedemonte sur de la cordillera Cantábrica con la misma problemática que podrían haber sido objeto de un proyecto similar.

La canalización de grandes tramos fluviales y la existencia de numerosos obstáculos longitudinales y transversales localizados a lo largo del cauce fluvial del río Órbigo motivaron su elección para ser objeto de un ambicioso proyecto de restauración. No es que el Órbigo sea una excepción; de hecho, este patrón de transformación y ocupación del espacio fluvial, en mayor o menor grado, se da en todos los grandes ríos españoles. Pero, por una serie de cuestiones de oportunidad, se seleccionó este río para formar parte del primer contingente de proyectos de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (ENRR).

Diagnóstico ecológico

En materia de aguas, utilizamos como línea de base la denominada «condición de referencia». En nuestro caso, esa condición de referencia nos la proporcionaban la foto aérea del vuelo americano de 1956 y algunas representaciones cartográficas antiguas de planos del archivo de la Real Chancillería. En origen, se trataba de un río de naturaleza trenzada, con gran movilidad de acarrees (caudal sólido de fondo), que se movían en un espacio de libertad fluvial de gran anchura, en algunas zonas superior a los 500 m.



Figura I. Comparativa de suelos 1956-2006. Se observa la intensa ocupación del espacio fluvial y un cambio radical de morfología, que pasa de ser trenzada a un monocal canalizado. La ocupación de los terrenos implica su nivelación y relleno, operaciones de preparación previas para plantar choperas. **Autoría:** Confederación Hidrográfica del Duero.

Antes de ser sometido a todo tipo de transformaciones, el río presentaba una estructura morfológica con un patrón trenzado y errante, probablemente debido a un aumento en la escorrentía y flujos de sedimentos en la cuenca de captación y a la falta de estabilización de las barras de sedimentos como consecuencia de una explotación intensa de la cuenca vertiente y de la vegetación de ribera. Esta estructura tiene que ver con la hidrología, con la erosión y también con el uso de las riberas como fuente de leñas y lugar de pastoreo.

A partir de mediados del siglo XX, se lleva a cabo una profunda transformación del espacio fluvial, mediante su ocupación y reducción sistemática, sobre todo con cultivos de chopos. Ello lleva parejo nivelaciones, destrucción de brazos secundarios y una simplificación progresiva de la estructura fluvial original, trenzada como se ha dicho, y su sustitución por un único canal de aguas bajas estrecho, plagado de motas para evitar la inundación de los terrenos ocupados por cultivos. Todos estos problemas y obstáculos alteraban su dinámica y desconectaban cauce, riberas y llanura de inundación, y las actuaciones que se llevaron a cabo fueron un ejemplo de la tendencia impuesta a lo largo del siglo XX para resolver los problemas de inundaciones y aguas altas, a través de obras de regulación y canalización.

Estas soluciones estructurales son costosas tanto en términos ecológicos como de construcción, y sobre todo de mantenimiento. Algo que funciona en casos muy concretos (tramos urbanos consolidados y expuestos, protección de infraestructuras, etc.) resulta incompatible con sistemas vivos de inundaciones periódicas, y muy negativo en tramos rurales donde la presión es baja y muy localizada.

En este sentido, la aplicación de este modelo de gestión canalizó gran parte del cauce del Órbigo, provocando un incremento notable en la velocidad de los caudales y generando incisión y toda una serie de impactos negativos aguas abajo.

A la vista de esto, el principal reto del proyecto de restauración planteado es recuperar el espacio fluvial y la capacidad para atenuar posibles crecidas de la llanura aluvial, que han sido sistemáticamente invadidos y desconectados hidrológicamente de la corriente principal.

Desde una perspectiva socioeconómica, la ventaja de optar por fomentar la laminación natural de las crecidas más en consonancia con la naturaleza hidrológico-hidráulica del río consiste en el ahorro en costosas obras y evitar daños en tramos urbanos.

Se consigue, así, un ahorro en la construcción y mantenimiento de diferentes obras hidráulicas de protección contra inundaciones, que tendrían normalmente un coste superior al valor económico que protegen, así como el ahorro en los costes asociados a los daños para la seguridad de las personas y bienes por efecto de la reducción del riesgo de inundaciones.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

La esencia del proyecto es la de «inundar para evitar la inundación peligrosa». Es decir, para evitar que las zonas urbanas o de influencia urbana sufran daños de inundación se debe permitir que se produzca la inundación de las zonas compatibles.

En términos hidrológicos, se puede lograr un aumento de los tiempos de concentración y una disminución de los flujos máximos, logrando una mayor tasa de infiltración y tasa de recarga del acuífero aluvial y lograr una mayor diversidad de hábitats, recuperando una serie de áreas adyacentes al arroyo como canales secundarios, barras laterales, deltas de desagüe, humedales de meandros, etc., que contribuyen a mejorar la biodiversidad asociada a los ecosistemas fluviales y ecosistemas afines.

En este sentido, uno de los objetivos a largo plazo sería favorecer la sustitución progresiva de cultivos herbáceos por cultivos forestales en las zonas inundables, propios de las zonas sometidas a crecidas extraordinarias, capaces de soportarlas y de mejorar el aporte de limo y el riego de dichas tierras. El dominio público hidráulico, es decir, el terreno sometido a las crecidas ordinarias, se reservaría para la vegetación natural de ribera.



➤ **Figura II.** Caimanes del Tejar. Eliminación de mota en el margen izquierdo del río Órbigo. **Autoría:** Confederación Hidrográfica del Duero.

Otro objetivo del proyecto consiste en reducir el número y la intensidad de infraestructuras de escollera, motas y presas instaladas y/o necesarias en el cauce del río, reduciendo el coste de inversiones en tal sentido y dedicando el importe a otras labores de mejora y regeneración ecológica fluvial.

Marco legal

La Directiva 2007/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2007, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación, reconoce, en su considerando 14, que los Estados miembros, al desarrollar planes de gestión del riesgo de inundaciones, deberían considerar el mantenimiento o restauración de llanuras aluviales. El artículo 7, apartado 3, de la directiva establece que la gestión de estos planes tendrá en cuenta la consideración de áreas con potencial de retener agua de inundación, como llanuras aluviales naturales.

La directiva fue transpuesta a la legislación española mediante el Real Decreto 903/2010, de 9 de julio, sobre evaluación y gestión de riesgos de inundación. El anexo que trata del contenido de los planes de gestión del riesgo de inundaciones establece que el conjunto de programas y actuaciones debe contemplar tanto medidas para la restauración de los ríos, que conduzcan a la recuperación de la función natural de las áreas propensas a inundaciones y de sus valores ambientales asociados, como medidas para la restauración de los sistemas hidrológicos y agroforestales en las cuencas hidrográficas, con el fin de reducir la carga

sedimentaria transportada por la corriente, además de favorecer la infiltración de las precipitaciones.

En consecuencia, y dentro de la Estrategia Nacional de Restauración Fluvial y del Sistema de Cartografía de Áreas Inundables, impulsado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) (hoy en día, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]), la Confederación Hidrográfica del Duero planteó y está llevando a cabo este proyecto de restauración ecológica en el río Órbigo.

Acciones de restauración

El proyecto de mejora ecológica del río Órbigo es muy ambicioso y amplio, ocupando todo el recorrido del lecho fluvial, en torno a los 108 km de longitud.

Las fases del proyecto son las siguientes:

- Evaluación preliminar del riesgo de inundaciones.
- Proyecto.
- Participación e información públicas.
- Evaluación ambiental.
- Proyecto final.
- Trabajos de construcción.
- Seguimiento y preparación de mapas de riesgo de inundaciones.

El proyecto original comprende tres tramos, de los que íntegramente sólo se ha ejecutado el primero, a lo que habría que añadir partes de los tramos II y III realizadas con pequeñas actuaciones en cauces.

Las actuaciones realizadas comprenden:

Trabajos para mejorar la conectividad lateral y la dinámica fluvial

En el tramo I se han realizado las siguientes actuaciones sobre 23,5 km de río:

- Eliminación de escolleras: 4.720 m.
- Eliminación de motas: 8.710 m.
- Retranqueo de motas: 3.130 m.
- Recuperación de canales secundarios: 10.063 m.
- Recuperación de áreas de inundación: 300 ha.

En el tramo II:

- Eliminación de motas: 1.550 m.
- Retranqueo de motas: 70 m.

En el tramo III:

- Eliminación de motas: 950 m.

Trabajos para mejorar la continuidad longitudinal

Modificación de la presa de Alcoba para permitir el paso de fauna y flujo de nutrientes y sedimentos, pequeña presa sobre 2,5 m de altura y 165 m de longitud, que constituye un obstáculo en el cauce, pero que es imprescindible conservar porque es el punto de extracción del Canal General del Páramo, que suministra agua de riego a unas 17.000 ha de terreno y a la ciudad de León.

Los trabajos consistieron en bajar la altura en su parte central, permitiendo una abertura de unos 15 m de longitud y 2 m de altura, disponiendo una rampa para facilitar el paso migratorio de fauna acuática (sobre todo peces), que se instala durante la temporada de riego y se retira durante el resto del año.

Acciones forestales

Revegetación con vegetación de ribera: 7,2 ha.

Se recuperaron así zonas despejadas de motas y escolleras, plantando vegetación de ribera característica de la zona.



➤ **Figura III.** Detalle de eliminación de mota en el margen del río Órbigo, tramo I. **Autoría:** Confederación Hidrográfica del Duero.



➤ **Figura IV.** Obra de conectividad longitudinal. Azud de Alcoba tras eliminar parte del mismo y sustituirlo por un azud de tipo móvil. **Autoría:** Confederación Hidrográfica del Duero.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Un aspecto fundamental del proyecto fue la participación pública por parte de la población de las localidades afectadas, con reuniones informativas para la solución de problemas y para su integración territorial. El propósito es mostrar los beneficios del proyecto, mostrando además que es posible abordar una reducción del riesgo de daños por inundación mediante medidas no estructurales, superando posibles barreras y obstáculos. Además, el proyecto, una vez ejecutado, ha contribuido a acercar el río a la población, que ha logrado acceder a las orillas en zonas de uso recreativo en las que antes no era posible por la presencia de motas o escolleras.

Las poblaciones locales afectadas participaron activamente desde las primeras acciones previas ya en 2009, a través de reuniones informativas con alcaldes y juntas vecinales (fase preparatoria). Esta participación y seguimiento fue constante durante todas las fases de ejecución, desde la fase de diagnóstico hasta la de exposición pública y ejecución, aportando datos, discutiendo alternativas de intervención y buscando soluciones consensuadas y operativas para todos.

Seguimiento de la RE

Se llevó a cabo en el año un estudio basado en un análisis.

Mantenimiento

No existe un plan de mantenimiento como tal. La restauración de ríos tiene que ser autosostenible. Si el río tiene caudales sólidos y líquidos junto con un mínimo espacio de libertad fluvial, se reconstruye a sí mismo. En el caso de motas retranqueadas se ha realizado alguna reparación puntual tras una riada, utilizando los pliegos de conservación y mantenimiento de cauces.

Desviaciones

No se han detectado desviaciones. En cuanto a las lecciones aprendidas cabe destacar dos. La primera ya la conocíamos de otras actuaciones similares

llevadas a menor escala y es la capacidad tan grande que tienen los ecosistemas acuáticos de recuperarse cuando se eliminan o reducen las presiones. La segunda, que restaurar ríos es económicamente barato; no requiere más que recuperar espacio de libertad fluvial, aunque sea muy inferior al original, y esa es una operación que no necesita tecnología complicada ni grandes dispendios de dinero público.

Evaluación final

En el año 2015 efectuamos un estudio denominado «Trabajos de seguimiento de las actuaciones realizadas en el proyecto de mejora del estado ecológico del río Órbigo (tramo I)», en el que se analizó la evolución del espacio fluvial desde 1956 hasta el año 2014. Pudimos observar los cambios morfológicos históricos y los producidos desde el fin de las obras en 2012 hasta 2014, año de la última ortofoto PNOA disponible. Se percibía un cambio claro y una tendencia al incremento de las superficies ocupadas por gravas. No se han vuelto a hacer más estudios, pero tenemos pensado llevar a cabo uno, con la misma metodología, a lo largo de 2022.

Persistencia de la zona restaurada

Las actuaciones se llevaron a cabo en dominio público hidráulico.

Presupuesto y financiación

2.000.000 €.

Sistemas de control

No existía ese tipo de estándares cuando se realizaron las actuaciones.

Cualificación del personal

Ingenieros y licenciados, tanto en la redacción del proyecto como en la dirección de obra y los trabajos de seguimiento.

Más información

Referencias:

Barquero Pérez J.P. y Santillán Ibáñez J.I. (2012) El proyecto de mejora ecológica del Río Órbigo (Tramo I). *SAUCE*, pp. 15-17.

Rodríguez Muñoz I., Santillán Ibáñez J.I. y Huertas González R. (2012) The Órbigo River Restoration Project and its implications in flood risk prevention. *WGF Thematic Workshop: Stakeholder Involvement in Flood Risk Management*, pp. 17-18. Bucharest-Romania.

Rodríguez Muñoz I., Santillán Ibáñez J.I. y Huertas González R. (2012) Ecological improvement project in the Órbigo River. *European Centre for River Restoration, CRRNEWS*, 1.

Huertas González R. (2014) River Órbigo Restoration Project: an example of synergic implementation of different European Directives, *EUROPE-INBO 2014 Bucharest, Romania, November 2014 Workshop on River Restoration and NWRM*.

Martínez-Fernández V. *et al.* (2017) Dismantling artificial levees and channel revetments promotes channel widening and regeneration of riparian vegetation over long river segments, *Ecological Engineering*, 108, pp. 132-142.

Richard L. Knox *et al.* (2022) Levees don't protect, they disconnect: A critical review of how artificial levees impact floodplain functions, *Science of the Total Environment*.

Vídeo web:

<https://www.youtube.com/watch?v=pgPzoHCGio0>

Autor: Ignacio Rodríguez Muñoz (Confederación Hidrográfica del Duero).



Nombre del proyecto

MEJORA DE LA CONECTIVIDAD FLUVIAL. RESTITUCIÓN DEL MEDIO EN EL ENTORNO DEL APROVECHAMIENTO HIDROELÉCTRICO UBICADO EN LOS RÍOS RITORT Y FABERT, EN EL TÉRMINO MUNICIPAL DE MOLLÓ (RIPOLLÈS, GIRONA)

Localización/Ámbito de actuación

Molló (Girona).

La superficie del proyecto abarca 7.860 m². El tramo fluvial modificado por la presencia del azud afecta a un tramo del río Ritort de 520 m.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural (Generalitat de Catalunya).

Entidad/es socia/s del proyecto

Agencia Catalana del Agua y Dirección General de Políticas Ambientales y Medio Natural.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Redacción del proyecto, 2019.

Ejecución de las obras, 2020.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo VIII. Ingeniería hidráulica y de gestión del agua.

La presencia en el río Ritort, a su paso por el término municipal de Molló, de diferentes estructuras relacionadas con el aprovechamiento hidroeléctrico, actualmente fuera de uso, condicionaba considerablemente el estado ecológico de un tramo fluvial.

Ecosistemas afectados

Hábitat de agua dulce.

El proyecto se encuentra en las riberas y en los cursos fluviales del Ritort y del Fabert. Por lo tanto, la vegetación dominante en estas localizaciones son los bosques de ribera y los bosques caducifolios de las vertientes húmedas que se empiezan a mezclar. Las principales comunidades presentes en los ámbitos de actuación son las alisedas, los sargueros y las fresnedas.

Código del hábitat (según leyenda de la cartografía de hábitats de Catalunya): 44e.

Nombre del hábitat (CORINE): alisedas (y choperas) con *Cirtcaea lutetia*, del piso montano, pirenaicocatalanas.

Código del Hábitat de Interés Comunitario al que corresponde: 91E0. Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*.

Código del hábitat (según leyenda de la cartografía de hábitats de Catalunya): 41e.

Nombre del hábitat (CORINE): Fresnedas de los Pirineos y de las montañas catalánicas septentrionales.

Código del Hábitat de Interés Comunitario al que corresponde:-

Código del hábitat (según leyenda de la cartografía de hábitats de Catalunya): 35b.

Nombre del hábitat (CORINE): Pastos silicícolas y mesófilos, con *Agrostis capillaris*, *Festuca nigrescens*, *Anthoxanthum odoratum* (grama de olor), *Galium verum* (cuajaleche), *Genistella sagittalis* (carquexia fina), etc., de los pisos montano y subalpino de los Pirineos.

Código del Hábitat de Interés Comunitario al que corresponde:-

Código del hábitat (según leyenda de la cartografía de hábitats de Catalunya): 38b.

Nombre del hábitat (CORINE): Prados de siega, con tortero (*Arrhenatherum elatius*), de los pisos submontano y montano.

Código del Hábitat de Interés Comunitario al que corresponde: 6510. Prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*).



➤ **Figura 1.** Azud Ritort. **Autoría:** Agencia Catalana del Agua.

Motivación para desarrollar el proyecto

El aprovechamiento hidroeléctrico se encontraba fuera de uso y la concesión de explotación estaba caducada en base a una resolución de la Agencia Catalana del Agua (2003). Tras años de litigios (recurso presentado por los titulares), se acordó incorporar la actuación en el Programa de Infraestructura Verde de Catalunya para dar cumplimiento a la necesidad de retornar el río a su estado original una vez finalizado su aprovechamiento.

Diagnóstico ecológico

La presencia del azud y de las estructuras asociadas a la central hidroeléctrica del río Ritort eran un obstáculo que limitaba la continuidad longitudinal del río, afectando fundamentalmente a la circulación del caudal líquido y sólido (sedimento), además de afectar a su función conectora para fauna y nutrientes. El azud comportó, asimismo, una alteración del perfil longitudinal, reduciendo la pendiente del tramo aguas arriba, facilitando la deposición de los sedimentos que, con el tiempo, fue llenando completamente el vaso. La reducción del caudal aguas abajo junto con el déficit de sedimentos supuso unos ajustes geomorfológicos del cauce.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Los objetivos planteados de la actuación son la restitución de las características de la continuidad longitudinal del río, del caudal líquido y sólido del río, además de las características hidromorfológicas propias de un río de régimen nivo-pluvial. También cabe tener en cuenta que la zona está incluida en el área de reserva cinegética de la trucha (*Salmo trutta*), con código RGT-002RGT-002.

Atendiendo a los objetivos planteados, la actuación se sitúa entre la fase de «Recupera progresivamente los ecosistemas naturales» y «Restaura totalmente los ecosistemas naturales», aunque se ubica fundamentalmente en esta segunda etapa.

Marco legal

Estrategia del patrimonio natural y la biodiversidad 2030 (Acuerdo de Gobierno de la Generalitat de Catalunya, de 17 de julio de 2018).

Programa de Infraestructura Verde de Cataluña (Resolución de la Dirección General de Políticas Ambientales y Medio Natural, de 26 de noviembre de 2018).

Programa de medidas (Acuerdo GOV/1/2017, de 3 de enero, por el que se aprueba el Programa de medidas del Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Cataluña para el período 2016-2021).

Acciones de restauración

Las principales acciones del proyecto consisten en la demolición del azud (con una anchura total de 31,28 m y 6 m de altura) y de las estructuras de captación en el río Ritort; la eliminación de la captación en el torrente de Fabert y del canal de transporte sobre el mismo torrente (con un tubo de fibrocemento de 700 mm y una longitud de 72 m, colocado sobre pilares a una altura del suelo de entre 3,5 y 6 m); y la demolición de la salida de desguace de la minicentral de Molló.

Para llevar a cabo las intervenciones de demolición del azud se acondicionaron dos caminos de acceso a la zona del azud y a la cola del embalse; se



➤ **Figura II.** Río Ritort tras la restauración. **Autoría:** Agencia Catalana del Agua.

desvió el caudal circulante para facilitar los trabajos; y se remodeló el terreno para conformar un lecho fluvial de aguas bajas. La entrada del canal de captación se selló mediante una placa de hormigón de 2 x 2 m y se protegió con escollera. Se restauró el talud generado en el acondicionamiento del camino de la cola del embalse, con aportación de tierra vegetal (20 cm), la siembra manual y la plantación de especies arbustivas: boj (*Buxus sempervirens*) y retama de olor (*Spartium junceum*), con una densidad de 1u/4 m² (marco de plantación de 2 x 2 m).

Los trabajos de eliminación de la captación en el torrente de Fabert consistieron en el acondicionamiento del camino de acceso (4 m de anchura); el traslado de los materiales resultantes de la demolición de la captación a un vertedero controlado; y la remodelación fisiográfica del entorno de la zona afectada por las obras.

La demolición del canal de desguace de la central hidroeléctrica implicó la construcción de un camino de acceso de 30 m de longitud, la demolición de la estructura de desguace en una longitud de unos 4 m y su sellado con una placa de hormigón de 2,5 x 2,5 m; la restauración fisiográfica del entorno de actuación con la extensión de tierra vegetal sobre la placa de hormigón; y la restauración del camino de acceso y siembra manual.

La eliminación de la tubería de fibrocemento sobre el torrente de Fabert conllevó el acondicionamiento del camino de acceso, el desmontaje de la tubería y elementos de soporte y su traslado a vertedero controlado, y el sellado de los extremos de la tubería con una placa de hormigón armado de 200 x 200 cm. Finalmente, se restauró fisiográficamente el entorno, se extendió tierra vegetal y se sembró de forma manual.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

El proyecto se sometió al proceso de información pública reglamentario. Durante las obras se realizó una reunión con las entidades ambientales y grupos de interés (AEMS Ríos con vida y Universidad de Barcelona) para exponer las acciones previstas. Se publicó un [vídeo divulgativo de la actuación en el canal de YouTube de la Agencia Catalana del Agua](#). Al finalizar el seguimiento ambiental y morfológico, se publicaron los resultados en la página web de la Agencia Catalana del Agua (véase el apartado siguiente).

Seguimiento de la RE

Se realizó un seguimiento con la comparación de indicadores biológicos y morfológicos antes y después de la actuación, realizado por Sorelló, estudis al medi aquàtic SL, el Dpto. Geografía, Prehistoria y Arqueología de la Universidad del País Vasco, MASTERGEO, S.L y la Universitat Politècnica de Catalunya.

En 2022, la Agencia Catalana del Agua ha publicado los resultados de este estudio: «[Evaluación de los efectos de la eliminación de estructuras transversales. Derribo de la presa de Ritort en Molló](#)», en el que se ha evaluado la actuación a través de:

- Indicadores biológicos relativos a la vegetación de ribera, macroinvertebrados acuáticos y peces.
- Indicadores de la hidromorfología (secciones transversales, perfil longitudinal y pendiente local, análisis granulométrico, procesos geomorfológicos fluviales), índice de valoración hidrogeomorfológica (IHG), y protocolo de caracterización hidrogeomorfológica de las masas de agua de la categoría ríos.

Mantenimiento

No se ha considerado necesario ningún plan de mantenimiento debido a los buenos resultados del seguimiento realizado.

Desviaciones

El estudio «Evaluación de los efectos de la eliminación de estructuras transversales. Derribo de la presa de Ritort en Molló» (Agencia Catalana del Agua, 2022) indica que el río ha recuperado su dinámica fluvial, los procesos fluviales, la morfología del cauce y la continuidad longitudinal propia de la tipología del río Ritort en este tramo. No obstante, recomienda la eliminación de la traviesa ubicada en el antiguo vaso de la esclusa, de forma que el río pueda recuperar completamente su perfil longitudinal de equilibrio con el nuevo nivel de base. También se recomienda que, en futuras actuaciones, se minimice, en la medida en que las condiciones del río lo permitan, la intervención de maquinaria en el diseño del cauce. El río siempre ajustará tanto su cauce como los procesos asociados de manera más eficaz y equilibrada a las nuevas condiciones de circulación de caudal, sedimento y pendiente.

Evaluación final

Los resultados obtenidos se ajustan a los objetivos planteados.

La eliminación del azud y el resto de las estructuras asociadas ha permitido recuperar la dinámica natural del río respecto al caudal y, en especial, al transporte de sedimentos. El cauce del río ha recuperado su morfología original.

La vegetación se encuentra en una fase incipiente de recuperación, pero con indicios positivos.

También se ha realizado un estudio sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, anterior y posterior a la demolición del azud. Los resultados obtenidos no muestran cambios significativos de las comunidades presentes, ni cualitativos ni cuantitativos.

La valoración del estado hidromorfológico del río después de la eliminación de la esclusa de Molló es muy positiva; el río ha recuperado su dinámica fluvial, los procesos fluviales, la morfología del cauce y la continuidad longitudinal propia de la tipología del río Ritort en este tramo.

Fuente: [«Evaluación de los efectos de la eliminación de estructuras transversales. Derribo de la presa de Ritort en Molló»](#) (Agencia Catalana del Agua, 2022).

Persistencia de la zona restaurada

La zona pertenece al Dominio Público Hidráulico, y está catalogada como reserva genética de trucha, por lo que se garantiza la conservación de la zona restaurada a largo plazo.



Figura III. Sección seguimiento morfológico. **Autoría:** Agencia Catalana del Agua.

Presupuesto y financiación

El presupuesto señalado en el proyecto «Mejora conectividad fluvial. Restitución del medio en el entorno fluvial del aprovechamiento hidroeléctrico ubicado en los ríos Ritort y Fabert», de febrero de 2020, indica un total de presupuesto por contrato de 299.419,26 €.

Las fuentes de financiación de las actuaciones del Programa de Infraestructura Verde son fondos propios de la Generalitat y de fondos procedentes del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Sistemas de control

[Infraestructuras.cat, empresa pública](#) encargada de la ejecución de las obras, establece un Plan de Calidad y Medio Ambiente que tiene por objeto el análisis de la integración ambiental del proyecto, además de organizar y valorar los ensayos a realizar para las diferentes unidades de obra y materiales utilizados. El Plan, incluido en el proyecto constructivo, detalla las unidades objeto de control, el tipo, frecuencia y la cantidad de ensayos a realizar.

Cualificación del personal

El proyecto constructivo (Ecafir, S. L.) está firmado por personas tituladas en ingeniería de montes y agrónomos. Así mismo, las personas de la Administración que han participado en el desarrollo de la actuación disponen de titulaciones superiores en Biología e Ingeniería.

Las obras fueron adjudicadas a Josep Vilanova, S. A., pequeña empresa dedicada a obras de proyectos de obra civil.

Más información

Información general del Programa de Infraestructura Verde, de la actuación en los ríos Ritort y Fabert e informe de seguimiento:

- Video divulgativo: <https://www.youtube.com/watch?v=wZBUmF39zaw>
- Programa de infraestructura verde: https://mediambient.gencat.cat/es/05_ambits_dactuacio/avaluacio_ambiental/infraestructura-verda-i-serveis-ecosistemics/planificacio-execucio/programa-infraestructura-verda/index.html
- Estudio de seguimiento de los efectos de la actuación: https://aca.gencat.cat/web/.content/20_Aigua/09_proteccio_i_conservacio/04_restauracio_espais_ribera_connectivitat/02_connectivitat_fluvial/01_05_Avaluacio_efecte_enderrocament_resclosa_Mollo.pdf

Autores: Jordi Solina Angelet (Servicio de Proyectos. Dirección General de Políticas Ambientales y Medio Natural); Gemma Vila Clapera (Servicio de Proyectos. Dirección General de Políticas Ambientales y Medio Natural); y Mònica Bardina Martín (Departamento de Control y Calidad de las Aguas. Agencia Catalana del Agua).



Nombre del proyecto

REFORESTACIÓN EN SIERRA ESPUÑA

Localización/Ámbito de actuación

Parque Regional de Sierra Espuña (Murcia).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Comisión de Repoblación de la Cuenca del Segura.

Entidad/es socia/s del proyecto

No constan.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

1888 (creación de la comisión)-1920 (los trabajos de repoblación en el monte de Huerta Espuña se aprueban por Real Orden de 5 de noviembre de 1890; los primeros fondos llegan en 1891).

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Grupo X. Accidentes y/o catástrofes naturales (no incluye incendios).

Grupo XI. Incendios (provocados, accidentales o naturales).

La degradación de la zona se debió a la sobreexplotación de los recursos naturales de Sierra Espuña, producida por siglos de aprovechamiento forestal, situación que se incrementó por el crecimiento poblacional y la consiguiente demanda de recursos naturales, las demandas de la Marina y las desamortizaciones del siglo XIX. Los pinares y encinares del área fueron talados de manera continuada para obtener madera y carbón. La madera tenía diferentes usos como la fabricación de herramientas, la construcción de barcos y las obras hidráulicas, entre otros.

A esta situación se sumó la destrucción del matorral y bosque por el pastoreo excesivo, así como los incendios provocados para permitir la entrada de ganado y para el establecimiento de cultivos. Además, se extraía esparto y plantas aromáticas (romero y tomillo, especialmente).

Todos estos factores contribuyeron a la deforestación de la zona y la pérdida de suelo. La vega del río Segura sufrió graves y numerosas avenidas e inundaciones provocadas por precipitaciones intensas, destacando la inundación de Totana en 1877 y, especialmente, la ocurrida en 1879 (riada de Santa Teresa). Se atribuyó a la deforestación el origen de estas inundaciones, lo que estimuló un proyecto de restauración a gran escala.

Ecosistemas afectados

1520. Vegetación gipsícola mediterránea (*Gypsophiletalia*) (*).

3250. Ríos mediterráneos de caudal permanente con *Glaucium flavum*.

4030. Brezales secos europeos.

4090. Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga.

5210. Matorrales arborescentes de *Juniperus spp.*

5330. Matorrales termomediterráneos y preestépicos.

6110. Prados calcáreos cársticos o basófilos del (*Alyso-Sedion albi*) (*).

6170. Prados alpinos y subalpinos calcáreos.

6220. Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea* (*).

6420. Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del Molinion.

7210. Turberas calcáreas de *Cladium mariscus* y con especies del *Caricion davallianae* (*).

8210. Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica.

92A0. Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*.

92D0. Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (*Nerio-Tamaricetea* y *Flueggeion tinctoriae*).

9340. Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.

9530. Pinares (sud-) mediterráneos de *Pinus nigra* endémicos (*).



Figura 1. Panorámica de Sierra Espuña en 2007. **Autor:** Peter Z. Fulé.

Motivación para desarrollar el proyecto

La deforestación de Sierra Espuña se interpretó como una de las principales causas de las inundaciones producidas a finales de siglo XIX, que causaron gran alarma social. El punto de inflexión fue la inundación ocurrida en 1879, que causó cuantiosas víctimas y sustanciosas pérdidas materiales (se estima que ocasionó no menos de 761 muertos y cuantiosos daños en poblados y huertas, principalmente de Murcia y Lorca). A partir de ahí, se diseñó un programa de restauración hidrológico-forestal para recuperar la cubierta forestal de gran parte de la sierra.

Diagnóstico ecológico

En la antigüedad, se estima que el 25 % de la superficie presentaba manchas de *Quercus rotundifolia* y *Quercus faginea*, un 50 % de la zona estaba cubierta por pinares de *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster*, y el 25 % restante estaba cubierto por bosques de ribera con *Ulmus sp.*, *Salix sp.*, *Fraxinus sp.* y *Populus sp.*

Previamente a la intervención, la cubierta forestal era, en general, escasa, y en grandes extensiones de la zona había desaparecido la vegetación casi completamente. Los rodales de pinar remanentes eran muy pobres, como consecuencia de la tala continuada. Quedaban pocos parches de carrasca. Las laderas presentaban cárcavas y poco suelo, debido a la erosión y arrastre por lluvias. La fauna de la zona se había reducido notablemente, en parte debido a la acción humana. Por ejemplo, se tiene constancia de la extinción del buitre, el quebrantahuesos, el águila perdicera, la cabra montesa y el ciervo. Incluso algunas especies se extinguieron a comienzos del siglo XX. Por ejemplo, los lobos fueron perseguidos por los daños que causaban en la cabaña ganadera. La caza de tejones, gatos monteses, garduñas, turones, lince, águilas, halcones, búhos, etc., fue promovida mediante recompensas.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

La corrección hidrológico-forestal realizada tuvo como principal objetivo el control de la erosión.

Para ello se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Restaurar la cubierta arbolada de pino carrasco.
- Recuperar la cubierta de matorral.
- Mejorar la provisión de servicios ecosistémicos (SE) como regulación del ciclo hidrológico (capacidad de infiltración de agua, reducir el riesgo de inundaciones y de erosión), madera e interés paisajístico y recreativo de la zona.
- Creación de empleo.

Se realizó un concienzudo análisis de la vegetación remanente (árboles y arbustos), antes de iniciar las obras, con el fin de seleccionar las especies más adecuadas para cada estación.

Como ecosistema de referencia de la repoblación se consideraron, principalmente, los pinares naturales de zonas cercanas (pinares de Mula, Murcia). Las especies principales dependieron de la altitud (especialmente *Pinus halepensis*, *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*). También se introdujo *Quercus ilex* y *Quercus faginea* en umbrías y suelos profundos.

En el marco del continuo de la restauración ecológica, la restauración decimonónica se situó en la fase inicial de recuperación de ecosistemas naturales. A lo largo del siglo transcurrido desde esta intervención, se ha pasado por las fases de



Figura II. Viveros de Sierra Espuña en 2008. Autor: Jordi Cortina-Segarra.

restauración progresiva y la restauración completa de los ecosistemas naturales, en el marco de la gestión del parque regional, teniendo en cuenta las necesidades de la población, el cambio climático y el régimen de incendios.

Marco legal

Ley de 11 de junio de 1877 de Repoblación, Fomento y Mejora de los Montes Públicos, y su Reglamento (Real Decreto 1878/1984, de 10 de octubre, por el que se establece el procedimiento para la creación y funcionamiento de Institutos y Centros del Consejo Superior de Investigaciones Científicas directamente vinculados a programas nacionales de investigación científica y tecnológica).

Posteriormente, la zona ha estado sometida a diversas normativas y regulaciones, como:

- Catálogo de Ley de 7 de diciembre de 1916, de Parques Nacionales de España.
- Declaración de Sitio Natural de Interés Nacional en 1931.
- Declaración de Parque Natural en 1978.

- Declaración de Parque Regional por la Ley 4/92, de 30 de julio, de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia.
- Decreto 50/2003, de 30 de mayo, Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región.
- Ley 7/2003, de 12 de noviembre, de Caza y Pesca Fluvial de la Región de Murcia.
- Ley 7/1995, de 21 de abril, de Fauna Silvestre, Caza y Pesca Fluvial de la Región de Murcia.
- PORN aprobado por el Decreto 13/1995, de 31 de marzo, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Sierra Espuña (incluido Barrancos de Gebas) y se declara como paisaje protegido los Barrancos de Gebas.
- Límites modificados por la Ley 6/1995, de 21 de abril, de Modificación de los Límites del Parque Regional de Sierra Espuña.

Acciones de restauración

El área restaurada por la Comisión de Repoblación de la Cuenca del Segura abarcó 13.255 ha, divididas en 3 porciones de 3.242 ha, 3.863 ha y 6.150 ha, y 16 perímetros. Los trabajos continuaron tras la creación del Servicio Hidrológico-Forestal y las Divisiones Hidrológico-Forestales en 1901. Se estima que, aproximadamente, un tercio de la superficie fue repoblada (4.894 ha). Parte de esta superficie se encuentra actualmente dentro del parque regional de Sierra Espuña (Murcia).

Previamente a la repoblación, se construyeron carreteras de acceso y caminos (240 km), se rehabilitaron o construyeron 11 casas y 2 almacenes, se construyeron puentes, 2 grandes diques y 140 km de diques de ladera y 420.000 pequeños banales, para la corrección de barrancos, con el fin de proteger el suelo hasta que la cubierta vegetal cumpliera su función. También se estableció la infraestructura viverística necesaria para responder a la demanda (7 viveros y una balsa de riego).

Existen numerosos proyectos de restauración en la zona, con múltiples acciones. En líneas generales, las acciones fueron dirigidas a repoblar la sierra y construir las infraestructuras necesarias para su realización y mantenimiento. La reforestación se inició con pino y, posteriormente, se introdujeron especies de *Quercus sp.* y otras en toda la zona, y vegetación de ribera en los barrancos. El origen de las semillas de las especies dominantes fue local en el caso de pino carrasco y laricio (Sierra Espuña y otras sierras murcianas), pero no en los casos de pino negral (mayormente Valladolid), pino albar (Alemania, Burgos) o encinas y robles (Almadén). De acuerdo con el objetivo general de lucha contra la erosión, el control hidrológico-forestal, la producción de madera, el valor cultural de las especies forestales y el precio de las semillas, a lo largo de los años se ensayaron una gran diversidad de especies, incluyendo especies no nativas de esta sierra, cuyo uso sólo se recomendó con las debidas precauciones. Así, en mayor o menor extensión, y con mayor o menor éxito, a las especies de pinos, encinas y robles antes mencionadas se debe añadir pino albar, pino canario, pino piñonero, olmo, fresno, chopo, acacia, ailanto, ciprés de Cartagena y pinsapo.

Las técnicas de plantación incluyeron el asurcado de 60-100 cm de profundidad mediante caballeras o apertura de fajas manuales de 100 cm de ancho y 20 cm de profundidad, separadas 2-3 m. Las siembras se realizaban en cuadros de 60 x 50 x 20 cm o, mayormente, en hoyos de 40 x 30 x 30, 30 x 30 x 30 o 30 x 30 x 20 cm, sembrando hasta 200 piñones por hoyo o metro lineal, 4 bellotas de encina, o más de 4 bellotas en el caso del quejigo. La siembra en sitios inaccesibles se realizó introduciendo semillas en trabucos y disparando el arma en la dirección deseada. En cuanto a las plantaciones, se ahoyaba hasta 80 cm, se introducían de 2 a 4 brinzales por hoyo y se protegían mediante piedras. Cuando fue posible, se regaron las plantaciones, en ocasiones con riego profundo. Los hoyos de chopos y olmos eran de 30 x 30 x 30 cm. Siembras y plantaciones se protegieron mediante ramaje, especialmente de romero y jara. Cabe destacar

la construcción de muretes de 40-80 cm de altura y 7-11 m de longitud perpendiculares a la máxima pendiente, en zonas inclinadas, que posteriormente se rellenaban de tierra y se cubrían con ramaje, antes de generar surcos de 1 m y 30-40 cm de profundidad, en los que se sembraban las semillas. Las acciones realizadas se diseñaron de manera específica para cada unidad de trabajo.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

La obra original tuvo un gran respaldo social, no exento de conflictos como la protesta del pueblo de Totana, aunque no se desarrolló un proceso participativo en sentido estricto.

En la actualidad, la junta gestora del Parque Regional Sierra Espuña está integrada por población local. Además, se ha consultado a la población sobre la calidad y prestaciones de la infraestructura y los servicios turísticos de la zona.

Seguimiento de la RE

El seguimiento de la repoblación se realizó tomando en consideración elementos técnicos, ecológicos y socioeconómicos, pero no se ha llevado a cabo de forma sistemática en toda la zona. La gestión del parque regional incluye la gestión de la zona restaurada. Se han llevado a cabo diversas acciones específicas de seguimiento y ensayos, con posterioridad a la restauración clásica.

Mantenimiento

El mantenimiento inmediato de la actuación consistió en:

- Reposición de marras.
- Podas de *Quercus ilex*.
- Clareos de pinares.
- Riego cuando fue necesario.
- Destrucción de bolsas de *Thaumetopoea pityocampa* (procesionaria) cuando eran detectadas.

El gasto de mantenimiento, incluyendo guardería, conservación, reposición de marras, control de plagas, intervención facultativa y otros, en los 55 años posteriores al inicio de las obras, fue de 2.750.000 pesetas.

Con posterioridad a la restauración, y especialmente en el marco de la gestión del parque regional, se han llevado a cabo numerosas acciones de mantenimiento y mejora con el fin, por ejemplo, de reducir la vulnerabilidad al fuego, garantizar la regeneración del arbolado y reforzar las poblaciones de árboles de ribera. También se han llevado a cabo numerosas acciones para la gestión de la fauna cinegética.

Desviaciones

El proyecto desarrolló una gestión adaptativa, modificando el listado de especies y técnicas utilizadas en función de los resultados.

Evaluación final

Según una evaluación de la zona realizada en 2004 en el marco del proyecto REACTION, se concluyó que las técnicas empleadas eran las mejores que existían en la época.

En cuanto al control de la erosión y recuperación de la cubierta vegetal, se alcanzaron los objetivos planteados. Aunque la estructura del ecosistema sólo se recuperó parcialmente.

La cantidad de materia orgánica se incrementó tras la repoblación, lo que activó los ciclos de nutrientes y mejoró las propiedades físico-químicas del suelo. Algunas zonas mostraron erosión laminar.

Pinus halepensis fue la especie que mayor supervivencia mostró, independientemente de la unidad de trabajo (> 75 %).

Tras más de cien años de finalizada la repoblación, el 5 % de la zona se encuentra cubierta por un bosque mediterráneo mixto de *Quercus ilex* y *Quercus faginea*, porcentaje menor al alcanzado en épocas anteriores (25 %), un 85 % está cubierto por pinares de *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster*, y el 10 % restante está cubierto por bosques de ribera, integrados por *Ulmus sp.*, *Salix sp.*, *Fraxinus sp.* y *Populus sp.*

Resumiendo, se alcanzaron los objetivos de funcionalidad del ecosistema y los socioeconómicos, aumentó la biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos (ocio, caza, interés paisajístico) y se generó empleo permanente, alcanzándose así los objetivos planteados originalmente.

Persistencia de la zona restaurada

Aproximadamente, un 21 % de la tierra está en manos privadas. Diferentes normas han garantizado la perdurabilidad de la reforestación durante más de un siglo. Actualmente, el parque regional de Sierra Espuña constituye una zona de especial protección para las aves (ZEPA) y lugar de importancia comunitaria (LIC) dentro de la Red Natura 2000 (ES0000173). Esta red ecológica es el principal instrumento para la conservación de la naturaleza en la Unión Europea. Además, la zona está protegida con leyes de diferentes ámbitos.

Presupuesto y financiación

2.055.543 pesetas hasta 1923.

Sistemas de control

No consta el empleo de estándares o sistemas de certificación.

Cualificación del personal

La reforestación fue dirigida por numerosos ingenieros de montes de alta cualificación (Ricardo Codornú, José Musso y Juan Ángel de Madariaga, entre otros) y contó con personal cualificado, como el vigilante mayor de Espuña. Con anterioridad a la intervención se hicieron detallados análisis del clima, suelos y vegetación de la sierra.

Más información

Referencias:

Codornú, R. (1906) Consejos prácticos para la siembra y plantaciones forestales en la Cuenca del Segura. Imp. Suc. De Nogués. Murcia.

Codornú, R. (1910) Trabajos hidrológico-forestales. Imp. Alemana. Madrid.

Dirección General del Medio Natural (2003) Sierra Espuña, Pasado y Presente. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de Murcia. Disponible en: https://murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=10819ba2-458f-48df-8c39-8829978adba9&groupId=14

López-Azorín, F. (2021) *Naturaleza, medio ambiente y repoblación forestal en la Región de Murcia. Ingenieros de montes en la Sierra de Espuña (1879-1936). Columnas de Papel-Murcianos para el Recuerdo*. Murcia: Fundación Centro de Estudios Históricos e Investigaciones Locales de la Región de Murcia.

Muñoz, A. et al. Coord. (2018) *Sierra Espuña: naturaleza y cultura. Edita Comunidad Autónoma De La Región de Murcia*. Murcia: Consejería de Empleo, Universidades, Empresa y Medio Ambiente. Dirección General de Medio Natural. Disponible en: https://murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=21c7c18d-29f2-4f92-91cb-e1c8afb542b2&groupId=14

Otros documentos relevantes:

Dirección General del Medio Natural (1995) Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque Regional de Sierra Espuña y los Barrancos de Gebas. Murcia: Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente.

Dirección General del Medio Natural (2003) CD Parque Regional de Sierra Espuña. Murcia: Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente.

Dirección General del Medio Natural (2003) Flora de Sierra Espuña: Orquídeas del Parque Regional. Catálogo de especies prioritarias. Otras especies de interés. Murcia: Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente.

Autores: Jordi Cortina Segarra (Departamento de Ecología/IMEM. Universidad de Alicante); y Karen Disante Bertone (Departamento de Ecología, Universidad de Alicante).



Nombre del proyecto

TANCAT DE LA PIPA

Localización/ámbito de actuación

El Tancat de la Pipa se encuentra en el término municipal de València, en la zona norte del parque natural de L'Albufera, cerca del municipio de Catarroja. Este espacio cuenta con una superficie de 40 ha y está localizado en la desembocadura del barranco del Poyo.

La actuación de restauración se llevó a cabo en terrenos de campos de arroz ubicados en la orilla norte de la laguna de L'Albufera.

La Confederación Hidrográfica del Júcar adquirió estos terrenos, para desarrollar actuaciones de restauración ecológica entre los años 2007 y 2009, con el objetivo de recuperar estas zonas de marjal prácticamente desaparecidas en el parque natural.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Confederación Hidrográfica del Júcar Ministerio de Medio Ambiente y Generalitat Valenciana mediante fondos FEDER.

Entidad/es socia/s del proyecto

En la actualidad, la gestión participativa del proyecto se hace a través de las siguientes entidades: Confederación Hidrográfica del Júcar, Acció Ecològica-Agró, SEO BirdLife, Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente de la Universitat Politècnica de València, Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva de la Universitat de València, Grupo Tragsa (Empresa de Transformación Agraria), Ajuntament de València y Ajuntament de Catarroja.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

2007-2009, fase de obra.

2009-actualidad, fase de gestión.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca.

Grupo VIII. Ingeniería hidráulica y de gestión del agua.

Desde hace siglos, L'Albufera de València ha sido un humedal muy transformado y controlado por las sucesivas generaciones de habitantes ribereños que aprovechaban los recursos naturales de la zona (sal, leña, caza, pesca). En el siglo XVIII pasa de ser una marisma salobre a un sistema de agua dulce totalmente transformado para priorizar el cultivo del arroz y donde el equilibrio ecológico era estable. El agua de los ríos Júcar y Turia entraba a través de las acequias en gran cantidad y con buena calidad y llenaba de vida el lago y su entorno. Pero el gran crecimiento urbano, agrícola e industrial de Valencia y los pueblos cercanos provocaron, a principios de la década de los setenta, una degradación muy fuerte de la calidad del agua de la albufera debido, por una parte, a los continuos y crecientes aportes de aguas residuales urbanas e industriales que se vertían sin tratar y, por otra, a las escorrentías de los campos de cultivo con restos de productos agroquímicos. Las aguas transparentes llenas de vegetación acuática y con una rica fauna asociada empezaron a enturbiarse. Las concentraciones de nutrientes disueltos (nitrógeno y fósforo, fundamentalmente) se incrementaron drásticamente favoreciendo el crecimiento desmesurado del fitoplancton. Todo esto comportó la hipereutrofización de las aguas, llegando a un punto de no retorno en el que se produjo el colapso de todo el sistema y, en unas pocas semanas, la desaparición completa de uno de los hábitats más importantes, la vegetación sumergida de la albufera.

Ecosistemas afectados

Hábitat costero de agua dulce:

7210. Turberas calcáreas de *Cladium mariscus* y con especies del *Caricion davallianae* (*).

1150. Lagunas costeras (*).

3150. Lagos eutróficos naturales con vegetación *Magnopotamion* o *Hydrocharition*.

Motivación para desarrollar el proyecto

Tan solo el 17 % de las 21.120 ha del parque natural de L'Albufera es terreno público en el que los hábitats naturales palustres están escasamente representados (5 % de la superficie total del parque). Además, algunos de los hábitats y de las especies presentes en la albufera presentan un estado de conservación desfavorable o amenazado que justifica actuaciones dirigidas a mejorar su conservación.



Figura 1. Vista aérea del Tancat de la Pipa. Autoría: Confederación Hidrográfica del Júcar.

En este contexto, el anterior Ministerio de Medio Ambiente a través de la Confederación Hidrográfica del Júcar adquirió terrenos en las proximidades del lago de L'Albufera con vistas a la recuperación de este entorno natural, buscando como objetivos: implantar una actuación piloto que mejorara la calidad del agua del lago mediante fitodepuración, mejorar la biodiversidad del entorno y adquirir terrenos para uso público.

Diagnóstico ecológico

A pesar de ser una zona altamente transformada por las personas para cultivar arroz durante los últimos tres siglos, la zona húmeda de L'Albufera presentaba, hasta la década de los años setenta del siglo pasado, unas condiciones ecológicas idóneas para el desarrollo de comunidades vegetales y faunísticas en equilibrio con las actividades humanas tradicionales, siendo un humedal con una gran calidad y cantidad de agua, con abundancia de vegetación sumergida y una gran biodiversidad.

Sin embargo, el parque natural de L'Albufera se ubica muy próximo al área metropolitana de València con una elevada densidad urbana. Durante los años sesenta, los vertidos continuos y cada vez más importantes de aguas residuales urbanas, así como de aguas provenientes de las industrias de los municipios colindantes, provocaron la entrada masiva de grandes concentraciones de materia orgánica, metales pesados y otros contaminantes hasta llegar a un punto de colapso ambiental que provocó la eutrofización de las aguas de la albufera.

A estas fuentes de contaminación, y coincidiendo en el tiempo, se añadió la problemática del cambio de modelo de producción agrícola, que pasó a ser un cultivo de agricultura intensiva del arroz, con la utilización de abonos procedentes de la industria química y productos fitosanitarios.

Tras varios años de entradas masivas de contaminantes, el ecosistema sufrió un colapso ambiental en el año 1972, en el que desaparecieron toda la pradera de vegetación sumergida, las especies asociadas y, por supuesto, toda su capacidad de autorregeneración. Durante las décadas posteriores, y especialmente tras la declaración de Parque Natural en el año 1986, se han puesto en marcha sistemas de saneamiento y depuración, que han mejorado la calidad de las aguas que recibe el humedal, pero no han sido suficientes para revertir la eutrofización presente y recuperar la calidad de las aguas de la albufera. En la actualidad, el agua que recibe el humedal no permite reducir significativamente el nivel de eutrofia del lago. Además, existe una carencia evidente de hábitats naturales, ya que toda la zona húmeda de transición (marjal) ha sido transformada en arrozal.

Desde entonces, los esfuerzos e inversiones realizados han posibilitado una lenta recuperación de las aguas del lago, aunque su calidad aún dista de alcanzar el buen estado. Entre las medidas desarrolladas para revertir y mejorar la calidad del agua del lago y recuperar biodiversidad en el entorno del parque natural de L'Albufera, se encuentra la transformación del Tancat de la Pipa.

Se trata de un proyecto de restauración medioambiental que mejora la calidad del agua y los hábitats naturales. También sirve como espacio de uso público. La realización de este proyecto responde a la necesidad de volver a la albufera de los años sesenta, previa a la crisis ambiental que todavía continúa sufriendo, así como experimentar y cuantificar cuáles son las necesidades ambientales del humedal para conseguir invertir la situación.

La ubicación del Tancat de la Pipa en la desembocadura del barranco del Poyo no fue casual. Durante finales de la década de los noventa, se proyectó el encauzamiento del tramo final barranco del Poyo, lo que comportó la expropiación de los terrenos colindantes a un lado y a otro de su eje. La fuerte oposición social, por parte de la Plataforma Per un Barranc Viu, sense Formigó, a que se desarrollara esta obra «dura» en el parque natural de L'Albufera paralizó la actuación reconsiderando su finalidad, lo que permitió iniciar lo que es hoy el área de reserva del Tancat de la Pipa.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

Objetivos

El proyecto de restauración del Tancat de la Pipa tiene por objetivo transformar 40 ha de arrozal en un conjunto de hábitats naturales e implementar un sistema de fitodepuración para mejorar la calidad del agua del lago y la biodiversidad de la albufera, así como dotar el espacio de equipamientos de uso público dentro del parque natural de L'Albufera.

Recuperación de hábitats

Recreación de los principales ambientes de agua dulce de la albufera, con la finalidad de proveer hábitats naturales propios de los ecosistemas palustres descritos en el anexo I de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, «7210. Turberas calcáreas del *Cladium mariscus* y con especies de *Caricion davallianae* (*)», que desaparecieron en parte de la albufera con la transformación del arrozal en el siglo XVIII.

Mejora de la calidad del agua

Instalación de un sistema piloto de mejora de la calidad del agua mediante técnicas de fitodepuración (humedales artificiales de flujo superficial). Esta técnica se utiliza para la depuración de pequeñas poblaciones, pero no había sido implementada a gran escala en un espacio natural degradado. Se pretendía con esta experiencia evaluar la viabilidad de este tipo de técnicas en humedales eutrofizados y comprobar la capacidad de mejora de la calidad del agua a nivel físico químico y biológico.

Mejora de la biodiversidad

La recuperación de hábitats, con inundación permanente, así como la presencia de agua de mejor calidad, busca generar espacios de acogida para especies cuyas poblaciones se han visto muy afectadas, llegando incluso a desaparecer de la albufera debido a la crisis ambiental, recuperando sus poblaciones y mejorando la biodiversidad global.

Sensibilización ambiental

En el proyecto de restauración se diseñaron equipamientos para el uso y disfrute público, como una senda peatonal, embarcaderos, paneles interpretativos, dos observatorios de aves, etc., y se habilitó el antiguo edificio de bombas como centro de visitantes. El objetivo era poner en marcha un equipamiento complementario al Centro de Interpretación del Parque Natural centrado en la albufera del agua dulce, para poder enseñar las actuaciones realizadas a los visitantes, los resultados y la importancia de la conservación de la albufera.

El ecosistema de referencia son los hábitats palustres naturales.

Marco legal

Las tres directivas europeas: Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (Directiva Aves); Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats); y Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva Agua).

Acciones de restauración

Recuperación de hábitats

- Movimiento de tierras. Se llevó a cabo la excavación de varias cubetas que conforman los diferentes ambientes del área de reserva: lagunas, canales y humedales artificiales. La tierra excavada se acumuló en forma de motas e islas para favorecer la nidificación en una de las lagunas. Únicamente se aportó tierra para adecuar los entornos de uso público.
- Recreación de ambientes de agua dulce en la albufera. Para ello, se construyeron dos lagunas someras, cuyos taludes se diseñaron de manera que hubiera zonas inundables temporales que pudieran ser colonizadas por especies de saladar. Además, se realizó un sondeo para recrear una laguna más profunda alimentada por agua subterránea (en la albufera reciben el nombre de *Ullals*). Se construyeron 10 ha de humedales artificiales, unas parcelas plantadas en las que se llevaron a cabo trabajos de revegetación. Estos ambientes están interconectados hídricamente por una red de acequias. El sistema de válvulas, compuertas y estación de bombeo permiten el manejo independiente de los caudales y niveles en cada masa de agua, parámetro importante a la hora de recrear hábitats diversos.

Revegetación

Durante la obra de restauración, se realizó la revegetación únicamente en algunas zonas del área de reserva: en los humedales artificiales se introdujeron algunas especies botánicas de interés o catalogadas con el fin de ampliar la biodiversidad vegetal del parque natural de L'Albufera, destacando la enea *Typha domingensis*, que se obtuvo por translocación de zonas cercanas, y que se plantó en una gran densidad para favorecer los procesos de fitodepuración, así como el hábitat de enearos, poco representados en el parque natural, y especies del hábitat prioritario «7210. Turberas calcáreas» del *Cladium mariscus* y con especies de *Caricion davallianae* (*Cladium mariscus*, *Sparganium erectum*, *Scirpus maritimus*, *Scirpus tabernaemontani*, *Iris pseudacorus*, *Kosteletzkya pentacarpos*, etc.). En las lagunas se realizó la introducción de especies de macrófitas sumergidas como *Myriophyllum spicatum*, *Stuckenia pectinata* y *Potamogeton nodosus*, entre otras. Por último, se introdujeron algunas especies de porte arbustivo y arboreo de ribera como *Salix alba*, *S. atrocinera*, *S. purpurea*, *Fraxinus angustifolia* o

Tamarix gallica. El resto de los ambientes se colonizaron espontáneamente con especies palustres, como la enea o el carrizo, y en la zona de la recreación del *Ullal*. La buena calidad de agua ha permitido la fructificación de las oosporas de los carófitos *Chara hispida*, *Tolypella glomerata* o *Nitella hyalina*, comunidades desaparecidas de L'Albufera tras la crisis ambiental de 1970.

Mejora de la calidad del agua

- Nivelación de los diferentes ambientes: el agua entra al espacio por gravedad y se retorna al lago de L'Albufera mediante bombeo. Se diseñó un circuito de agua por gravedad que la conduce, en primer lugar, a los humedales artificiales donde mejora la calidad, luego a las lagunas y, posteriormente, se bombea a la albufera. Para conducir el agua a los diferentes ambientes, se ha habilitado una red de canales todos con motas de tierra, así como compuertas tradicionales con tajaderas.
- Implantación de humedales artificiales: los humedales artificiales o también llamados filtros verdes constituyen una cuarta parte de la superficie total del Tancat de la Pipa. Se trata de un conjunto de parcelas muy vegetadas con las especies descritas anteriormente e inundadas por unos 15-20 cm de agua. El manejo consiste en hacer circular de manera continua a lo largo del año el agua eutrofizada de la albufera a través del conjunto de plantas helófitas. Los procesos de fitodepuración son posibles en parte gracias a la absorción del exceso de los nutrientes por parte de las plantas helófitas. La biomasa vegetal generada se tiene que retirar del sistema de manera periódica.

Mejora de la biodiversidad

Se fomenta la biodiversidad mediante la gestión activa del hábitat (manejo de la vegetación y manejo de la hidráulica). Las líneas de gestión se basan en los resultados y conclusiones obtenidas de los seguimientos de las comunidades de fauna y flora presentes en el Tancat de la Pipa, así como de calidad de agua. Además, se fomenta la implantación o el desarrollo de especies de interés, priorizando las especies catalogadas mediante introducciones o reintroducciones.

Sensibilización ambiental

Se ha dotado el Tancat de la Pipa de infraestructuras para el uso público, un centro de visitantes, una senda peatonal autoguiada y unos observatorios para que el visitante pueda disfrutar y conocer la obra de restauración en unas visitas guiadas. Se ha diseñado un programa de educación ambiental en el que se desarrollan actividades muy variadas de concienciación, participación y formación destinadas a la población escolar, el público general, pero también a los usuarios, actores principales y vecinos del parque natural de L'Albufera.



➤ **Figura II.** Macrofitos en el Tancat de la Pipa. **Autora:** Lucía Moreno.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

El proceso de restauración se ha llevado a cabo de manera participada, involucrando a las entidades del ámbito conservacionista, que posteriormente se han integrado en la gestión y seguimiento de este espacio, como entidades de custodia del territorio. Además, se han llevado a cabo periódicamente reuniones participativas con las Administraciones competentes en la gestión del parque natural de L'Albufera.

El Tancat de la Pipa ha sido equipado para el uso público. Se ha diseñado un ambicioso programa en el que se prioriza la participación de las entidades locales en las diferentes actividades, voluntariados, etc. Se promueve el desarrollo socioeconómico del entorno, facilitando el acceso en barca a los grupos que lo visitan con las embarcaciones tradicionales de la albufera.

Con el fin de preservar los valores ambientales del espacio, se ha colocado un vallado que no permite el acceso libre, solo con visita concertada dentro de un horario.

Seguimiento de la RE

Indicadores de biodiversidad

- Poblaciones de aves nidificantes.
- Poblaciones de aves invernantes.
- Población de galápago europeo.
- Fito y zooplancton.
- Invertebrados acuáticos.
- Densidad de vegetación.
- Poblaciones de lepidópteros y odonatos.
- Población de rata de agua.

Indicadores de calidad de agua

- Nitrógeno total, fósforo total, DBO, DQO, turbidez.
- Clorofila.

Mantenimiento

El plan de mantenimiento del Tancat de la Pipa contempla, por un lado, el mantenimiento y gestión de: las infraestructuras de uso público (centro de visitantes, senda peatonal, pasarelas, etc.); las infraestructuras hidráulicas (compuertas, válvulas y sistema de bombeo); y el mantenimiento de las parcelas de tierra y la gestión de la vegetación como hábitat para la biodiversidad.

Los resultados obtenidos en los distintos seguimientos llevados a cabo desde el inicio de la puesta en marcha del Tancat de la Pipa como área de reserva han permitido destacar los puntos débiles y deficiencias del sistema a lo largo del tiempo y evaluar las mejores opciones para minimizarlos. Por ejemplo, entre otras cosas, se ha realizado un gran esfuerzo de refuerzo de las motas de tierra en los puntos de contacto con las compuertas para evitar fugas o filtraciones de agua. También se han encontrado problemas de eficiencia del sistema de bombeo, así como problemas de estabilidad de la estructura del centro de visitantes que se han ido solucionando con las actuaciones de mantenimiento.

Se ha establecido una gestión adaptativa a lo largo de los años siguiendo el modelo de gestión participativa entre la entidad de custodia del territorio Acció Ecologista-Agró, responsable del mantenimiento diario y rutinario del espacio y la Confederación Hidrográfica del Júcar, propietaria del área de reserva que encomienda a la empresa Tragsa los trabajos y obras de mayor envergadura.

Desviaciones

Pérdida de caudal de agua subterránea: el sondeo realizado para recrear un manantial de agua subterránea se quedó sin caudal y, tras un resondeo, se comprobó la poca viabilidad de esta actuación. Se substituyó la entrada de agua subterránea por agua superficial procedente de una de las lagunas.

Depredación de la vegetación: algunas especies de aves herbívoras, como el calamón (*Porphyrio porphyrio*), incrementaron su concentración en el área de reserva gracias a la abundancia de vegetación presente, especialmente enea, muy escasa en el entorno. La presión depredadora fue tal que se ha tenido que llevar a cabo un gran trabajo de sustitución de especies vegetales, así como de gestión de los niveles de agua y de revegetación en las parcelas de humedad artificial para asegurar una cobertura óptima.

Presencia de especies exóticas, como la carpa y el cangrejo rojo americano, que impiden un correcto desarrollo de la vegetación acuática sumergida en las lagunas, dificultando alcanzar el objetivo inicial de conseguir una adecuada biodiversidad en lo que respecta a este tipo de vegetación.

Fugas y filtraciones recurrentes en las motas de tierra que separan las parcelas, sobre todo en los puntos de contacto con las infraestructuras duras (compuertas y pasos de agua), que dificultan la gestión hídrica.



Figura III. Panorámica de humedales artificiales en el Tancat de la Pipa. **Autor:** Matthieu Lassalle.

Dificultad en mantener sistemas de medición continua de calidad del agua. Debido al carácter hipereutrófico del agua de la albufera, las sondas fijas de medición necesitan un mantenimiento de limpieza y calibración elevado. La alimentación eléctrica de los equipos supone una dificultad al encontrarnos en un entorno natural.

Evaluación final

El proyecto del Tancat de la Pipa ha sido, desde su fase de diseño, considerado como un proyecto piloto, experimental. La implantación de un sistema de humedales artificiales en una zona húmeda protegida de aguas hipereutróficas resultó ser un proyecto novedoso cuyos límites de eficiencia eran desconocidos. A lo largo de los años, se han llevado a cabo pruebas de gestión aplicada y estudios científicos con tal de definir la eficiencia óptima del sistema en términos de calidad de agua, de fomento de biodiversidad gracias a la recreación de hábitats naturales, y de sensibilización y participación ambiental.

Los resultados obtenidos han superado las expectativas del proyecto.

Agua

A lo largo de los 12 años de trayectoria del proyecto se ha tratado un volumen de 28 Hm³ de agua de la albufera.

Se ha observado una reducción media del 43 % de fósforo total y del 52 % de nitrógeno total entre la entrada y la salida del sistema. En términos de calidad biológica del agua, se ha constatado una reducción de la clorofila a y, por lo tanto, de la concentración de algas en un 80 % de los casos. Los humedales artificiales han resultado ser grandes zonas de producción y refugio de zooplancton, importantes en los procesos de depredación del fitoplancton.

Avifauna

Se ha observado un incremento significativo de muchas especies de aves desde la puesta en marcha del Tancat de la Pipa como reserva. Se destaca, por ejemplo, un incremento cercano al 50 % de la población reproductora de la focha común (*Fulica atra*) y de pato colorado (*Netta ruffina*), respecto al conjunto del parque

natural de L'Albufera. Asimismo, se han reproducido en el Tancat de la Pipa especies que no lo hacen en otros lugares de la albufera como la cerceta carretona (*Spatula querquedula*), el cuchara europeo (*Anas clypeata*) y el ánade friso (*Marca strepera*), estos últimos de forma regular.

Galápagos

El proyecto de reintroducción del galápagos europeo (*Emys orbicularis*), especie catalogada en «peligro de extinción» en el catálogo valenciano de especies de fauna amenazadas, iniciado en 2010, ha supuesto la recuperación de la primera población viable de esta especie en el parque natural de L'Albufera, desde las últimas citas conocidas del principio del siglo XX.

Peces

El proyecto de reintroducción del pez endémico fartet (*Aphanius iberus*), especie catalogada en «peligro de extinción» en el catálogo valenciano de especies de fauna amenazadas iniciado en 2019, ha supuesto la creación de un nuevo núcleo poblacional en el ámbito del parque natural de L'Albufera.

Flora

Desde el inicio del proyecto se ha considerado el Tancat de la Pipa como un espacio cuya gestión integral y continua ha facilitado cualquier tipo de introducción de especies autóctonas de interés o catalogadas. Se han llevado a cabo muchas plantaciones para incrementar la diversidad del parque natural de L'Albufera, destacamos el ejemplo de la caña judía (*Arundo micrantha*) o la muy poco representada masiega (*Cladium mariscus*).

Uso público

Se han atendido más de 60.000 visitantes desde el año 2009 en visitas guiadas y actividades varias de educación ambiental. También se han organizado numerosos voluntariados ambientales para involucrar a la sociedad en los trabajos de gestión y, por lo tanto, sensibilizar sobre las problemáticas ambientales y de conservación.

Gestión participativa

El modelo de gestión del Tancat de la Pipa pretende involucrar todos los sectores de la sociedad. La Confederación Hidrográfica del Júcar, propietaria del espacio, delega su gestión a dos organizaciones no gubernamentales (ONG) conservacionistas que se rodean de las dos universidades de València para llevar a cabo parte de los seguimientos científicos. A su vez, el Ajuntament de València y el Ajuntament de Catarroja colaboran en el fomento de la sensibilización y participación de la población local para la conservación del espacio.

Persistencia de la zona restaurada

El Tancat de la Pipa ha cumplido 13 años desde el proyecto de restauración. El modelo de gestión, con la participación de las ONG, universidades y Administraciones, asegura un buen seguimiento científico, así como la transferencia de los aprendizajes, tanto a nivel del público general como especializado.

Presupuesto y financiación

La inversión inicial para la ejecución del proyecto del Tancat de la Pipa fue de unos 6,8 millones de euros (incluida la expropiación de los terrenos). Esta inversión fue cofinanciada entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Generalitat Valenciana mediante fondos FEDER.

Los costes derivados de la gestión del Tancat de la Pipa se reparten de la siguiente manera:

- El convenio de custodia del territorio firmado entre la Confederación Hidrográfica del Júcar y la asociación Acció Ecologista-Agró para la gestión de los terrenos, para el tratamiento de aguas, de conservación del espacio y del uso público se eleva en la actualidad a 88.500 € anuales.
- El convenio de custodia del territorio firmado entre la Confederación Hidrográfica del Júcar y la asociación SEO BirdLife para la protección e incremento de la biodiversidad y de los parámetros biológicos se eleva en la actualidad a 46.500 € anuales.
- Una encomienda de gestión a Tragsa, que se viene realizando desde la ejecución del Tancat de la Pipa, y que para los próximos cuatro años (2022-2026) se eleva a 380.000 €.
- El convenio de colaboración entre el Ajuntament de València y Acció Ecologista-Agró y SEO BirdLife, para la puesta en valor del Tancat de la Pipa como espacio de alto valor ecológico y de uso público para la ciudadanía de Valencia se eleva en la actualidad a 47.500 €.
- El convenio de colaboración entre el Ajuntament de Catarroja y Acció Ecologista-Agró y SEO BirdLife para la puesta en valor del Tancat de la Pipa como espacio de alto valor ecológico y de uso público para la ciudadanía local se eleva en la actualidad a 14.000 €.

Sistemas de control

No se ha utilizado ningún sistema de certificación.

Cualificación del personal

Por parte de la Confederación Hidrográfica del Júcar, la dirección del proyecto de obra la llevó a cabo un ingeniero de caminos canales y puertos con más de 20 años de experiencia. Además, participó en la redacción un equipo multidisciplinar formado por biólogos, ingenieros civiles y arquitectos.

En la gestión actual participan entidades de custodia del territorio, formado por un equipo de biólogos con amplia experiencia en la gestión de humedales.

Más información

Web:

www.tancatdelapipa.net

Autores: Matthieu Lassalle (Acció Ecologista-Agró); Lucía Moreno Fernández (Acció Ecologista-Agró); Rafael Muñoz Soria (Confederación Hidrográfica del Júcar); María del Carmen Regidor Perona (Confederación Hidrográfica del Júcar); y Diana Ferrís López (SEO BirdLife).



Nombre del proyecto

TRANSICIÓN: COMUNIDAD EN TRANSICIÓN EN MUNICIPIOS DE MONTAÑA

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Asociaciones de Comunidades en Transición.

Entidad/es socia/s del proyecto

Asociación Espacio Social La Fuente, Fundación CREASVI, Asociación Comunidad Energética Zarzalejo Brilla, CSA Zarzalejo, TeVeo en la Sierra.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

Se trata de una iniciativa paulatina que se inició en la década de los ochenta del siglo pasado y continúa en la actualidad de forma creciente. El propio modelo de transición socioeconómico y ambiental implica necesariamente plazos dilatados para garantizar su implantación y, por ende, su éxito.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

- Grupo I. Agricultura, acuicultura, ganadería y pesca (abandono de la agricultura tradicional y ganadería de pasto).
- Grupo IV. Industria energética (zona afectada por macroproyectos de campos eólicos).
- Grupo XI. Incendios (zona afectada por incendios de manera reiterada).
- Grupo XII. Otros (abandono de las prácticas de cuidado medioambiental).

Ecosistemas afectados

Hábitat rocoso. Grandes afloramientos masivos de granito. Berrocales.

Bosques, fundamentalmente de pino resinero (*Pinus pinaster*).

Agroecosistemas. Zonas agrícolas y ganaderas.



Figura 1. Cartel de Comunidades en Transición, en particular relativo al municipio de Zarzalejo. Autoría: Asociación CSA Zarzalejo.

Motivación para desarrollar el proyecto

Conciencia de parte de la población hacia una sociedad sostenible. Coincidencia con las motivaciones de las Comunidades en Transición.

Diagnóstico ecológico

El abandono de las prácticas agrícolas y silvícolas tradicionales supone una serie de cambios que la población percibe como una perturbación de sus paisajes tradicionales y una pérdida de biodiversidad.

La falta de uso implica un incremento del combustible en los pinares. También el abandono de pastos y zonas agrícolas supone su matorralización, proporcionando continuidad al combustible presente en el territorio, lo cual la población interpreta como un alto riesgo para su patrimonio cultural y ambiental.

Se percibe que el desuso también está detrayendo los recursos hídricos, mediante una reducción del caudal de arroyos y/o la desaparición de manantiales. Este efecto probablemente esté relacionado con el cambio climático, por un lado, y con el incremento de la vegetación leñosa, por otro.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo de las Comunidades en Transición es favorecer la seguridad alimentaria, reducir la huella ambiental y social de la alimentación, mejorar la salud y reforzar los vínculos entre los miembros de la comunidad. Bajo este objetivo general, hace diez años se produjo un avance importante con la recuperación de una finca y otras actividades anexas como Comunidades en Transición (en temas de transportes, locales y actividades en común, reciclaje municipal, ganadería de pasto, etc.). También se realizó la primera reunión de la península sobre Comunidades en Transición en Zarzalejo.

Fruto de esta interpretación, surgen iniciativas en busca de un nuevo modelo que permita mantener estos paisajes y la biodiversidad que alberga, basado en criterios de sostenibilidad, tanto del modelo productivo como de conservación de sus valores naturales.

Marco legal

Esta iniciativa no responde a un imperativo o recomendación legal. Se trata de una iniciativa social de concienciación que se organiza en torno al asociacionismo. Por lo tanto, el marco legal es el marco de las asociaciones. Por el volumen de algunos contratos y las inversiones en maquinaria, invernaderos, paneles solares, la gestión es desde varias asociaciones diferentes, pero coordinadas.

Acciones de restauración

Hace cuarenta años se dieron unos primeros pasos para el inicio de la rehabilitación (recuperar lagunas, casas autosuficientes, etc.). En 2011 se amplió con la huerta de agroecología basada en el modelo de agricultura apoyada por la comunidad (CSA-Community Supported Agriculture), que ha ido creciendo en terreno y en personas socias. A lo largo de estos años, se han ido desarrollando los demás proyectos, la mayoría de los cuales están vigentes; es un proceso en crecimiento (que incluye un centenar de familias en la subcomarca).

Restauración de una finca de 5.000 m² para la agroecología, potenciando el consumo kilómetro cero de 60 familias.

Compra y restauración de una casa en ruinas de 400 m² para uso social, sede de grupos de consumo, tienda libre, reparto de los productos de la huerta colectiva, etc.

Restauración con permacultura en la parcela de 3.000 m².

Restauración de ayuda mutua y de cuidados medioambientales, que incluyen actividades con la Universidad Autónoma de Madrid.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Cada asociación tiene sus comisiones y asambleas, y usa los medios informáticos para informar de actividades y acuerdos. Hay una coordinación general y se cuenta con cien vídeos en TeVeó en la sierra.

Seguimiento de la RE

La huerta colectiva aumentó de 3.000 a 5.000 m², y mantiene a 2 agricultores. Hay 42 cestas semanales para 60 familias.

El espacio social se ha recuperado en un año, con aportaciones y trabajo de las socias, que sigue aumentando.

La comunidad energética está instalando placas solares con una potencia de 34 kW para 10 viviendas.

Mantenimiento

La comisión gestora (abierta) hace el seguimiento cada semana. Cada asociación tiene asambleas cada seis meses para las decisiones más importantes. Este seguimiento asegura la gestión adaptativa y mejora continua para garantizar el largo plazo de la iniciativa.

Desviaciones

La CSA comenzó basada en la ayuda de las personas asociadas. Se ha rectificado y, aunque sigue la ayuda de las socias con turnos semanales, se ha contratado un agricultor experimentado y un ayudante.

Hemos aprendido a escuchar más la cultura local y sus formas de proteger el entorno. Tratamos de mezclar las culturas a fin de realizar actividades en común para la restauración.



➤ **Figura II.** Edificación restaurada para usos sociales. **Autoría:** fotograma de TVE2.



➤ **Figura III.** Cartelería convocando a actividades. **Autoría:** Asociación CSA Zarzalejo.

Evaluación final

Crecimiento de la experiencia de huerta comunitaria (CSA) con lista de espera.

Dos libros: sobre historias orales y sobre las culturas actuales, y la plataforma de cien vídeos de «TeVeo en la Sierra».

Uso del espacio social para la mezcla cultural renovadora y de programas escolares para el cuidado ambiental.

Grupos de autoayuda ante la pandemia, crisis económica, etc.

Persistencia de la zona restaurada

La huerta está alquilada con compromiso a largo plazo.

El espacio social es propiedad de la fundación con un convenio con las demás asociaciones para su continuidad.

Los distintos grupos están constituidos por personas de un intervalo amplio de edad (desde los 20 años a los 80).

La experiencia de Comunidades en Transición está muy arraigada, siendo reconocida dentro y fuera de la localidad.

Presupuesto y financiación

La CSA se mantiene con la aportación mensual de las familias socias. Cubre sueldos, gastos sociales de los agricultores, gastos corrientes, compra de maquinaria e infraestructura, y un pequeño remanente para imprevistos.

Los gastos corrientes del espacio social se cubren con cuotas de socias, aportaciones por uso (talleres, conciertos, etc.) y algunas donaciones.

Las demás actividades medioambientales y sociales se realizan de forma voluntaria, recabando fondos puntualmente.

Sistemas de control

No se ha utilizado ningún tipo de certificación.

Cualificación del personal

En la CSA, el agricultor tiene experiencia de más de treinta años de profesión.

En los proyectos medioambientales se cuenta con voluntarios con experiencia y formación (biología, ingeniería técnica, etc.).

Los profesionales sociales tienen formación y experiencia en metodologías participativas y de mediación social (sociología, trabajo social, etc.).

Más información

Webs:

- Web de TeVeo en la Sierra (cien vídeos de la subcomarca Sierra Oeste con actividades en estos pueblos sobre recuperación ecológica): <https://teveoenlasierra.es/>
- Web de la Fundación CREASVI (con especial interés en Zarzalejo): www.fundacioncreasvi.org
- Web de Comunidades en Transición y de CSA-Zarzalejo: <http://zarzalejoentransicion.blogspot.com/>
- Espacio Social La Fuente: <https://www.facebook.com/lafuentezarzalejo/>
- Vídeo corto: <https://fb.watch/exojNQd8L7/>

Autora: Dolores Hernández (Fundación Creasvi).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS EN EXPLOTACIÓN POR MANEJO REGENERATIVO

Localización/Ámbito de actuación

El proyecto está ubicado en el término municipal de Pedret i Marzà (Alt Empordà, Girona), y afecta a dos viñedos colindantes, uno manejado intensivamente y otro manejado bajo criterios regenerativos (**figuras I y II**). Ambos están a una altura de 27 m s. n. m., en una región afectada por un clima típicamente mediterráneo (15,2 °C de temperatura media anual y 703 mm de precipitación anual), con veranos secos en los que los suelos sufren prolongados periodos de déficit hídrico.

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

El diseño y ejecución del proyecto corre a cargo de Francesc Font ([Can Font, Medret i Marzà](#)), payés, agrónomo y propietario del viñedo en restauración por manejo regenerativo.

Entidad/es socia/s del proyecto

Investigadores del [CREAF](#) propusieron los indicadores y diseñaron y ejecutaron el monitoreo de los efectos del cambio de manejo sobre la estructura física, los stocks de carbono y la biodiversidad del suelo.

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

El proyecto se inició en 2015 (los datos que se presentan aquí fueron obtenidos de campo y laboratorio en 2019), cuando uno de los dos viñedos, que hasta entonces se venían manejado con viticultura intensiva, pasó a ser manejado con un criterio regenerativo. El tratamiento consiste, por lo tanto, en la implantación de una nueva estrategia de manejo, que se ha de mantener en el tiempo, por lo que no se prevé fecha de finalización. El manejo regenerativo al que aludimos se sigue aplicando actualmente en el viñedo del estudio y se está extendiendo a otros viñedos de la zona.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo I. Agricultura, silvicultura, acuicultura, ganadería y pesca. Los suelos de la zona están degradados por una larga historia de manejo agrícola intensivo.

Ecosistemas afectados

Zonas agrícolas/agroecosistemas. El proyecto se está desarrollando en una comarca eminentemente agrícola, ocupada principalmente por cultivos cerealísticos y de especies leñosas mediterráneas, sobre suelos proclives a la erosión y bajo un clima con un régimen de lluvias fuertemente erosivo.

Motivación para desarrollar el proyecto

Este proyecto forma parte de una estrategia a largo plazo emprendida desde Can Font y orientada a la transformación sostenible de la agricultura mediterránea. La intención inicial fue regenerar las tierras de cultivo pertenecientes al entorno de la propia masía. Puesto que esta actuación ha demostrado ser útil para mejorar los suelos, a la vez que se logra mantener la producción sin causar detrimento del beneficio económico, otros agricultores de la zona están adoptando este manejo.

Diagnóstico ecológico

Los viñedos estudiados se encuentran en el municipio de Pedret i Marzà, ubicado en la llanura del Alt Empordà. Con un uso del suelo fundamentalmente agrícola y con los cultivos leñosos de secano dominando el paisaje, según el inventario nacional de erosión de suelos 2002-2012, la tasa de erosión media es aquí intolerablemente alta (27,2 t ha⁻¹/año⁻¹). La consecuencia inmediata de la erosión es el empobrecimiento del suelo en materia orgánica, con contenidos que rondan el 1,5 % en los 30 cm superiores, y que disminuyen progresivamente a lo largo del perfil hasta alcanzar el 0,3 % a 1 m de profundidad (datos del mapa del carbono orgánico en los suelos de Cataluña). Este empobrecimiento en materia orgánica, reconocido como uno de los factores más alarmantes de degradación en los suelos europeos, acarrea por añadidura la pérdida de biodiversidad en el suelo en general y, en particular, en la zona que rodea a las raíces de las plantas (la rizosfera), en la que proliferan microorganismos clave para la salud vegetal. Esta caída de la biodiversidad actúa en detrimento de la resiliencia del cultivo frente al estrés climático y lo hace más dependiente del aporte de insumos externos (agroquímicos, fertilizantes, plaguicidas, etc.) para mantener la producción a largo plazo.

Los indicadores que se propusieron para evaluar los efectos de la restauración de estos suelos fueron, por lo tanto, de tipo físico, químico y biológico y hacen referencia al efecto del cambio de manejo de los viñedos sobre la estructura física del suelo, sobre su contenido en materia orgánica y sobre la abundancia de los diversos grupos funcionales que componen la red trófica subterránea.



Figura I. Viñedo bajo manejo intensivo, con suelo desnudo. Autor: P. Andrés.



Figura II. Viñedo bajo manejo regenerativo, con suelo cubierto por herbáceas. Autor: P. Andrés.

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El principal objetivo que persigue la restauración de suelos agrícolas por medio del manejo regenerativo es la **reparación de la multifuncionalidad** edáfica y de la capacidad de los suelos para ofrecer una variedad de servicios ambientales de forma sostenida en el tiempo. La agricultura intensiva ha priorizado la función productiva del suelo hasta tal punto que ha afectado severamente la provisión de otros servicios clave, como la regulación del ciclo hidrológico terrestre (por deterioro de la estructura física, que afecta a la infiltración del agua y a la capacidad del suelo para conservarla, y por contaminación de recursos hídricos subterráneos y superficiales), la regulación del clima (por emisión de carbono desde suelo) y la provisión de biodiversidad.

Siendo los espacios agrícolas medios seminaturales, transformados para priorizar el servicio de provisión de alimento, es evidente que cualquier plan de mejora en la gestión y de reparación de su funcionalidad ha de proponerse armonizar la minimización de los impactos negativos sobre el ambiente con el mantenimiento (e incluso mejora) de la productividad, sustituyendo el aporte de insumos externos por la optimización de los ciclos biogeoquímicos mediados por el suelo, en el marco de la economía circular.

El monitoreo de los efectos de esta actuación de mejora, que no es puntual sino continuada en el tiempo, comenzó cuatro años después de iniciado el cambio de manejo, por lo que resultó imposible medir el valor de los indicadores en el estado preoperativo. En sustitución de datos sobre este «estado cero», se escogió como *proxy* del mismo un viñedo colindante con el viñedo en restauración y que, compartiendo con este todas las características geológicas, edáficas, climáticas y de historia de uso del suelo, sigue siendo manejado intensivamente. No existiendo valores óptimos de referencia para suelos de viñedo saludables, en este caso se ha utilizado el viñedo intensivo como ecosistema de referencia degradado, del que pretendemos alejarnos conforme se vayan manifestando los efectos beneficiosos de la intervención.

Marco legal

La recuperación del carbono y de la biodiversidad en los suelos agrícolas es una prioridad de la Comisión Europea, claramente reflejada en el nueva Política Agrícola Común 2023-2027, que el Estado español desarrollará en base al contenido del [Plan Estratégico](#) aprobado en noviembre de 2022. El plan describe «eco-regí-

menes» o paquetes de acciones que los agricultores son incentivados a adoptar voluntariamente, por medio de compromisos anuales que incluyen compensaciones económicas. Entre estos eco-regímenes se encuentra la «Agricultura baja en carbono», que puede ser aplicada a pastos, pastizales y cultivos herbáceos o permanentes y que tiene por objetivo principal «Mejorar la estructura de los suelos, reducir la erosión y la desertificación, aumentar el contenido en carbono de los mismos y reducir las emisiones». Este proyecto se encuentra claramente en línea con esta estrategia de la Comisión Europea.

Acciones de restauración

En el viñedo tomado como referencia negativa, el suelo se viene arando históricamente hasta una profundidad de 20 cm, cinco veces al año. Se utilizan abonos minerales (150 kg ha⁻¹ de NPK), la competencia por herbáceas se controla con glifosato, y las plagas se tratan con pesticidas químicos y fungicidas sistémicos.

En el viñedo cuyo suelo se está recuperando por manejo regenerativo, se ha suprimido el arado, se practica la regulación activa de los cationes del suelo y se siembran y mantienen cultivos de cobertura permanentes, que incluyen una mezcla de diversas especies de leguminosas y de gramíneas. La fertilización es orgánica (con estiércol de vaca) y la posible competencia de la cubierta herbácea con las viñas se minimiza aplastando con rodillos mecanizados la vegetación, que protege los pasillos entre los emparrados. El suelo se descompacta en invierno inyectando aire, a la vez que se aportan ácidos húmicos. La comunidad biológica del suelo se enriquece con téis microbianos producidos *in situ*, y las plagas de insectos se manejan con feromonas.

Los ataques por hongos se previenen con cobre y azufre en los dos viñedos.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

El diseño del plan de monitoreo fue discutido en profundidad entre los investigadores del CREAM y el responsable de la implementación del manejo regenerativo. También se mantuvo un diálogo fluido entre ambas partes a la hora de interpretar los resultados, orientado a identificar los mecanismos que pudiesen explicar el comportamiento de los indicadores. Los resultados de la primera campaña de monitoreo se han publicado en prensa científica de acceso abierto (Andrés *et al.*, 2022). Se está redactando una versión técnica de este documento, en un formato

más asequible a diversos tipos de lectores, para próxima publicación en prensa del sector agrícola.

Seguimiento de la RE

Para el monitoreo, se seleccionó una amplia batería de indicadores, que se midieron en los 15 cm superficiales del suelo del viñedo control y del viñedo en regeneración, en una campaña intensiva de la primavera de 2019.

Indicadores físicos y químicos. Densidad aparente, estabilidad de los agregados del suelo, acidez (pH), conductividad eléctrica, contenido en carbono orgánico, fracción lábil del carbono orgánico y principales nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Na).

Indicadores microbianos. Tasa de descomposición de la materia orgánica por el test de las bolsas de té, biodiversidad catabólica microbiana (explotación microbiana de diversos sustratos) por el test Microrresp®.

Indicadores de la red trófica del suelo. Biomasa microbiana (bacteriana y fúngica), abundancia de grupos funcionales de protozoos (flagelados, amebas, ciliados), nematodos (grupos bacteriófagos, fungívoros, omnívoros, predadores, asociados a plantas), colémbolos (totales y entomóbridos), ácaros (totales, predadores y oribátidos fungívoros) y microartrópodos totales.

La **tabla I** muestra los valores, en el viñedo control intensivo y en el viñedo en regeneración, de los indicadores que respondieron al manejo y que se han seleccionado, por lo tanto, como adecuados para evaluar el éxito de operaciones de regeneración de suelos agrícolas.

En la tabla se observa que, salvo para la estabilidad de los agregados, el tratamiento regenerativo ha tenido efectos positivos en todos los indicadores sensibles. Merece la pena resaltar que el contenido en carbono orgánico del suelo se multiplicó por 2,35 en tan sólo 4 años. No obstante, puesto que la proporción de carbono lábil (el fácilmente degradable) en relación con el carbono orgánico total es mayor en el tratamiento regenerativo (3,38 %) que en el control (1,29 %), es preciso continuar el monitoreo para verificar que este carbono va quedando secuestrado de forma estable en el suelo y que no es devuelto a la atmósfera por la respiración microbiana. También es muy notable el fortísimo incremento en la abundancia de protozoos, nematodos y microartrópodos edáficos y por lo tanto el efecto beneficioso sobre la biodiversidad.

	Control intensivo	Tratamiento degenerativo
Densidad aparente (g cm ³)	1,6	1,4
Etabilidad de los agregados (mm)	0,87	0,54
Carbono orgánico (%)	0,54	1,27
Carbono orgánico lábil (%)	0,007	0,043
pH	5,97	7,1
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	0,07	0,15
Biodiversidad microbiana funcional (H')	2,8	2,8
Utilización microbiana del sustrato (ug CO ₂ -C g ⁻¹ h ⁻¹)	0,38	2,03
Biomasa microbiana (g m ²)	16,1	21,6
Flagelados (individuos m ⁻²)	6,14 x 10 ⁶	9,73 x 10 ⁸
Amebas (individuos m ⁻²)	2,52 x 10 ⁷	7,54 x 10 ⁸
Protozoos totales (individuos m ⁻²)	8,78 x 10 ⁷	1,75 x 10 ⁹
Nematodos bacteriógagos (individuos m ⁻²)	7,31 x 10 ⁴	2,23 x 10 ⁵
Nematodos fungívoros (individuos m ⁻²)	1,49 x 10 ⁴	4,92 x 10 ⁵
Nematodos asociados a plantas (individuos m ⁻²)	3,01 x 10 ⁴	1,08 x 10 ⁵
Nematodos totales (individuos m ⁻²)	1,21 x 10 ⁵	3,87 x 10 ⁵
Colémbolos entomóbridos (individuos m ⁻²)	1,0	9,1
Colémbolos totales (individuos m ⁻²)	3,2	22,3
Ácaros predadores (individuos m ⁻²)	6,8	44,2
Ácaros oribátidos fungívoros (individuos m ⁻²)	1,6	29,0
Microartrópodos totales (individuos m ⁻²)	12,38	98

Tabla 1. Indicadores fisicoquímicos y biológicos seleccionados para monitorizar proyectos de regeneración de suelos agrícolas, y sus valores en los 15 cm superiores del suelo en el viñedo control y en el viñedo bajo manejo regenerativo.

Mantenimiento

Como en todos los casos en que la remediación del deterioro producido en los sistemas naturales o seminaturales por presión humana implica cambios de manejo, este proyecto se mantendrá activo a lo largo del tiempo, con posibles mejoras adaptativas que puedan incorporarse en un futuro si fuese recomendable en vista de la evolución de los indicadores.

Desviaciones

Los resultados del primer monitoreo verifican la hipótesis de partida de que el manejo regenerativo es una estrategia recomendable para restaurar el contenido en materia orgánica y la biodiversidad en suelos degradados por agricultura intensiva.

Evaluación final

Este proyecto ofrece pruebas de la eficiencia de la viticultura regenerativa como forma de manejo agrícola restauradora de la calidad global del suelo y de su funcionalidad.

Calidad del suelo en base a los mejores indicadores hallados

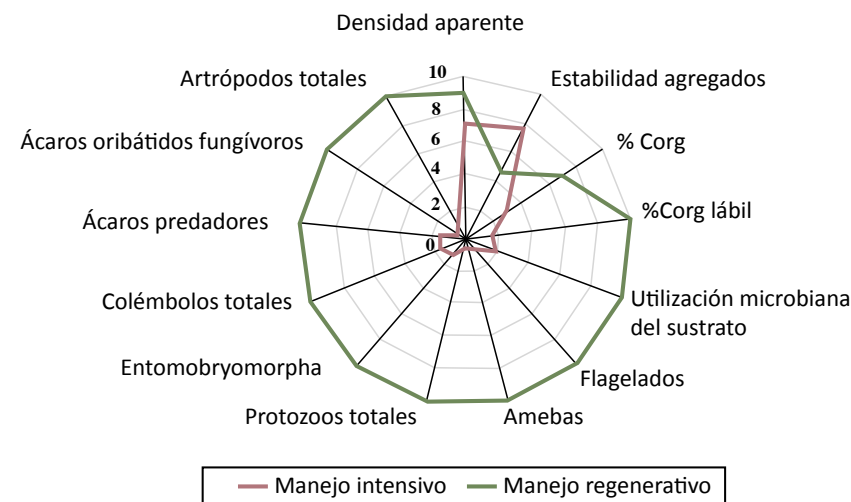


Figura III. Comparación entre el suelo del viñedo degradado por manejo intensivo y el del viñedo en proceso de restauración por manejo regenerativo, en base a los valores de un set de indicadores recomendables para el monitoreo de este tipo de acciones restaurativas. La calidad se presenta en una escala de 0 (mínima) al 10 (máxima). **Autora:** Pilar Andrés. **Fuente:** Andrés et al. (2022).

Persistencia de la zona restaurada

El viñedo que se está restaurando es propiedad de la persona al cargo de la restauración, lo que da testimonio de la voluntad de mantenimiento del nuevo tipo de manejo. La iniciativa está siendo adoptada por otros agricultores, animados por los buenos resultados de la operación. Este proyecto constituye un ejemplo práctico de la importancia que tiene la demostración práctica del conocimiento para la adopción de buenas prácticas ambientales en la agricultura y apunta a la necesidad de crear espacios de intercambio de experiencias y de refuerzo del liderazgo. Los «laboratorios vivos», las «fincas faro» y los grupos operacionales que se están promoviendo en Europa resultan herramientas altamente esperanzadoras para progresar hacia la restauración a gran escala de los paisajes agrarios.

Algunos ejemplos los tenemos en:

- [Living Labs & lighthouses](#)
- [EIP-AGRI Operational Groups – basic principles](#)

Presupuesto y financiación

Este proyecto no ha contado con financiación económica externa. Can Font asumió como interés propio la transformación del manejo de sus viñedos y el CREA asumió el costo de los análisis y el de las horas de trabajo de su personal investigador asignado al monitoreo del proyecto.

Sistemas de control

Esta actuación sigue los lineamientos de la Society for Ecological Restoration recogidos en sus [estándares](#), especialmente en lo que respecta al compromiso de los actores implicados en el trabajo, a la creación de conocimiento mixto científico-técnico, al uso de indicadores medibles y específicamente escogidos por su sensibilidad al tratamiento aplicado y a la claridad en la descripción de los objetivos.

Cualificación del personal

El conocimiento de las técnicas de viticultura regenerativa aplicadas en este proyecto se debe a Francesc Font, agricultor y técnico agrícola con gran experiencia en la implementación de estrategias de manejo regenerativo y sostenible a diferentes tipos de explotación agrícola y ganadera.

La selección de indicadores y su medida requiere de conocimiento científico experto en ecología del suelo y edafología. Para la medición de los indicadores es preciso tener acceso a laboratorios equipados para el estudio de suelos y de su biodiversidad. Ambos requerimientos fueron satisfechos por el equipo de ecología de suelos del CREA, integrado por edafólogos y ecólogos de suelos expertos en la evaluación de la biodiversidad subterránea y el secuestro de carbono en suelos.

Más información

Referencias:

Andrés, P. *et al.* (2022) Physical, Chemical, and Biological Indicators of Soil Quality in Mediterranean Vineyards under Contrasting Farming Schemes, *Agronomy*, 12(11), 2643.

Web:

<https://www.crea.cat/es/personal/pilar-andres-pastor>

Autores: Pilar Andrés (responsable científica); Francesc Font (diseñador y ejecutor de la acción restaurativa).



Nombre del proyecto

RESTAURACIÓN MEDIO NATURAL ZONA REGABLE DE LA ARMUÑA

Localización/Ámbito de actuación

Campo de Peñaranda, Cantalpino, Poveda de las Cintas, Villaflores y Zorita de la Frontera (Salamanca).

Entidad promotora de las actuaciones de restauración

Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural de la Junta de Castilla y León. Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER).

Entidad ejecutora del proyecto

UTE Armuña (Sacyr Construcción, Hergonsa).

Periodo en el que se ha desarrollado el proyecto

14 de febrero de 2022-30 de junio de 2022.

Origen de la perturbación/degradación del espacio

Grupo VIII- Trabajos de ingeniería hidráulica y de gestión del agua.

Por Ley 24/2001, de 27 de diciembre, de Medidas Fiscales, Administrativas y de Orden Social, se declaró de interés general la transformación en regadío de la Zona Regable de la Armuña, 1.ª fase (Salamanca), dominada por el canal de Villoria-Armuña y alimentada por el azud de Riobobos, comprendida por el sector de Riobobos, Villaflores y Cerro de la Rosa.

Proyecto de consolidación y mejora de regadíos en una superficie superior a 100 ha.

Las obras consisten en la instalación de cinco redes de riego, y en total suman unos 194 km de longitud que parten desde dos estaciones de bombeo diferente ya construidas. Aparte de las tuberías, también se instalan los diferentes elementos que conforman

esta red, como son elementos especiales de calderería (codos, reducciones, té, etc.) y los elementos de control de esta (válvulas, ventosas, desagües, etc.).

Los materiales empleados son, para las tuberías de diámetro superior a 500 mm, poliéster reforzado con fibra de vidrio (PRFV), y para tamaños igual o inferior se utiliza PCV orientado. La red va enterrada, asentándose sobre un lecho de arena o grava de espesor variable según el diámetro de la misma. Aparte también se instala un sistema de telecontrol para poder activar los hidrantes de riego desde el centro de control.

Estos trabajos llevan asociados trabajos de desbroce y excavación de zanja, que, dependiendo de la zona, es más o menos profunda, quedando la tubería enterrada siempre a 1 m de profundidad.

Ecosistemas afectados

Zonas agrícolas/agrosistemas. El proyecto contempla la transformación en regadío de zonas agrícolas de secano.

Motivación para desarrollar el proyecto

Debido a las obras que se llevan a cabo en la zona noreste de la provincia de Salamanca, en las que se está transformando el terreno, por la implantación del regadío, la Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural de la Junta de Castilla y León, a través del Instituto Agrario de Castilla y León, quiere regenerar la zona con la plantación de 3.320 árboles en total, de diferentes especies (*Populus sp.*, *Salix sp.*, *Fraxinus sp.*, *Quercus ilex*, *Ulmus minor*) en diferentes zonas, preferentemente zonas de ladera (*Quercus ilex*) para mejorar la sujeción del suelo y en las zonas más húmedas o en las zonas de ribera (*Populus sp.*, *Salix sp.*, *Fraxinus sp.*, *Ulmus minor*). Esta última especie se ha traído del Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales de Puerta de Hierro debido a que son olmos tratados y seleccionados para resistir a la grafiosis.

Diagnóstico ecológico

La zona donde nos encontramos es predominantemente llana, exceptuando las laderas (vertientes), alineadas con dirección SO-NE, situadas al este de Cantalpino. El paisaje está formado por extensos planos dedicados al cereal. Se trata de superficies que se suceden unas a otras con gradientes de pendientes inferiores al 0,5 % hacia el NE. Las depresiones con encharcamientos son focos semiendorreicos relacionados con los cauces de los regatos y arroyos, que en los momentos de crecida los alimentan. La hidrología se caracteriza por estar constituida por una penillanura fundamentalmente de tipo detrítico de granulometría y litología variable, cortada por pequeños arroyos que se han encajonado en los materiales sedimentario. Los ríos más importantes de la zona que nos afecta son el río Mazores y el río Poveda. En lo referente a humedales, estos son, en su mayoría, pequeñas charcas que se secan en verano y que, en años secos, no llegan a tener agua.

La zona está constituida por materiales del Cenozoico, en el que se identifican el Paleógeno y el Neógeno, y son en su totalidad de origen continental, en general detríticos y descansan sobre bloques hundidos del Paleozoico. El cuaternario presenta espesores reducidos (< 10 m.) constituidos por depósitos de naturaleza detrítica. El terciario ocupa toda la extensión de la zona, aunque los afloramientos no son muy abundantes. Sin embargo, el cuaternario se manifiesta en los abanicos fluviales, glaciares y superficies complejas de gravas, limos y arcillas. Por otra parte, hay manifestaciones claras de arenas eólicas en forma de depósitos a los que han dado lugar los procesos de erosión y sedimentación provocados por la acción del viento.

En cuanto a la vegetación, debido a las favorables condiciones climáticas, geomorfológicas y edáficas existentes, que han permitido la explotación agrícola, predomina el cultivo de cereales y leguminosas de secano en detrimento del encinar. La mayor parte de los cultivos son cereales de secano. También nos encontramos con bosques islas, constituidos por pequeñas superficies forestales que están rodeadas de cultivos; se trata sobre todo de pinares y chopos. Por último, nos encontramos con bosques galería, que tienen una escasa representación debido a su reducido tamaño.

Por lo que respecta a la fauna, nos encontramos con un número muy significativo de aves, como pueden ser la cogujada (*Galerida cristata*), terreras (*Calandrella brachydactyla*), milanos reales (*Milvus milvus*), milanos negros (*Milvus migrans*), busardos ratoneros (*Buteo buteo*), cernícalos primilla (*Falco naumanni*) y cernícalos vulgares (*Falco tinnunculus*), perdiz roja (*Alectoris rufa*), avutardas (*Otis tarda*), así como un gran número de mamíferos entre los que podemos destacar el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y el jabalí (*Sus scrofa*).

Objetivos de la restauración y ecosistema de referencia

El objetivo de la restauración es la recuperación de las condiciones preexistentes mediante la plantación de especies arbóreas y restauración de todas las superficies alteradas por las obras. En la figura de la SER (Society for Ecological Restoration) nos encontramos en la fase de recuperación y restauración parcial, ya que no sería una restauración total de la zona.

La obra ha consistido en la transformación del ecosistema de agricultura de secano a regadío, pero lo que se quiere recuperar con esta restauración son las zonas afectadas por las obras del ecosistema forestal que conviven con el ecosistema agrario.

Por lo tanto, el objetivo de las plantaciones es la mejora de los diferentes ecosistemas de la zona (agrícolas y forestales). Unido a esto, se ha llevado a cabo la colocación de diversas cajas nido para la mejora del hábitat del cernícalo primilla (*Falco naumanni*), cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), lechuza (*Tyto alba*) y murciélago (*Chiroptera*).

El problema ambiental más importante que nos encontramos es que se va a reemplazar el ecosistema de secano que existe actualmente, donde las principales plantaciones son las de cereal y patatas, por uno de regadío, que transformará drásticamente la zona, por lo que cambiará el paisaje y la fauna se verá afectada, sobre todo especies esteparias como la avutarda (*Otis tarda*) y el sisón (*Tetrax tetrax*).

Marco legal

Resolución de 9 de marzo de 2006, de la Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y el Cambio Climático, por la que se formula declaración de impacto ambiental sobre la evaluación del proyecto «Infraestructuras de riego y transformación en regadío de la zona regable de la Armuña», promovido por la Dirección General de Desarrollo Rural.

Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.

Acciones de restauración

Para la restauración del medio se ha llevado a cabo la plantación de individuos, por lo general de entre 1-1,2 m de altura, entre los meses de febrero y marzo, ajustándose las plantaciones al fin de la parada vegetativa.

Se han plantado en zonas definidas previamente, en zonas de ribera y en parcelas con una suave pendiente dependiendo de la especie de la que se tratase.

Para el caso de fresno, sauce y chopo se han elegido las zonas de ribera o las zonas donde pudiera haber más humedad, como pueden ser vaguadas de las fincas seleccionadas. Para la plantación de los olmos se ha seleccionado un lugar fresco, al lado de un arroyo.

Por otro lado, las encinas se han plantado en zonas arenosas, en zonas con algo de pendiente y donde ya había ejemplares de esta especie y se ha querido que hubiera más densidad poblacional.

Se ha tenido en cuenta la procedencia de las plantas, pues se han elegido plantas que tuvieran procedencia RIU 17 (tierras del pan y del vino), ya que esta es la zona donde se desarrolla la obra y tiene unas características muy similares; así las plantas se pueden adaptar fácilmente. Además, cada planta se ha tutorizado y tiene un protector de plástico. Para evitar que sean comidas, estos protectores vienen con agujeros para favorecer la ventilación de las plantas y, a su vez, para que entre luz a las de menor tamaño.

En el caso de las especies esteparias, como la avutarda (*Otis tarda*) y el sisón (*Tetrax tetrax*), se lleva a cabo un recuento de población anual para ver cómo afectan tanto las obras como dicha transformación. En el caso de especies como los cernícalos y las lechuzas, que también se verán afectadas por el cambio del



> **Figura I.** Plantación de fresnos (*Fraxinus sp.*), sauces (*Salix sp.*) y chopos (*Populus sp.*). **Autoría:** Sacyr Construcción.



> **Figura II.** Plantación de chopos (*Populus sp.*). **Autoría:** Sacyr Construcción.



> **Figura III.** Plantación de encinas (*Quercus ilex*). **Autoría:** Sacyr Construcción.

medio en el que habitan, se colocaron cajas nido para favorecer la fijación de la población de estas dos especies.

Se ha llevado a cabo la plantación de 684 encinas, 1.000 chopos, 1.000 fresnos, 1.000 sauces y 20 olmos, y la colocación de las cajas nido.

Acciones para la participación de los grupos de interés y salvaguarda de sus intereses

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León de la Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural de la Junta de Castilla y León.

Seguimiento de la RE

No existen expresamente indicadores. Se verán los árboles que vayan secándose, si se diera el caso, y se procederá a su reposición.

Mantenimiento

No se ha contemplado ningún plan de riego durante el tiempo que dure la obra a la que va asociada esta acción. Se regarán los que no están en zonas de ribera, que son una minoría, ya que la mayoría se han puesto en zonas de ribera o en zonas donde el nivel freático está muy alto.

Desviaciones

En el caso de las plantaciones, la principal desviación encontrada fue la de situar las plantaciones, ya que, en algunas ocasiones, estaban muy cerca de carreteras y hubo que cambiarlas de lugar, ya que la Diputación así lo exigió.

En cuanto a las cajas nido, nos encontramos con que hay personas reticentes a ponerlas, ya que, al ser zonas de titularidad privada aquellas donde se van a situar, hay propietarios que se niegan. Por otra parte, nos hemos encontrado que hay zonas donde se quiere poner cajas nido, donde no hay ningún árbol ni estructura para colocarlas, por lo que se ha optado por ponerlas en los árboles más cercanos a estas zonas.

Evaluación final

La restauración se dará por terminada en torno a finales del mes de junio, sin ser esta una fecha fija, pues depende de la finalización de la colocación de las cajas nido.

Persistencia de la zona restaurada

Presupuesto y financiación

El presupuesto con el que se cuenta son 27.366 €.

La financiación procede del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural.

Sistemas de control

Cualificación del personal

Las plantaciones se han desarrollado a cargo de Euroservicios y Obras Forestales S. A., que cuenta con una experiencia de más de veinte años realizando trabajos de restauración, obras de jardinería, plantaciones y en la ejecución de obras y servicios relacionados con la jardinería y el medio ambiente. Las personas que componen esta empresa son ingenieros de montes, ingenieros técnicos forestales, licenciados en ciencias ambientales e ingenieros técnicos agrícolas.

En cuanto a la colocación de cajas nido para las aves, la fabricación de estas es llevada a cabo por Dema Primilla, una organización no gubernamental fundada en 1990, centrada en la creación de proyectos especializados en la protección del cernícalo primilla, así como en la investigación y la asistencia técnica en actuaciones de conservación de hábitat de la especie antes citada.

Más información

Autor: Jorge Benavides Sevillano (Sacyr Construcción).

Agradecimientos

Victoria Pérez

Cristina Sempere

Blanca Bonilla

Ana Belén Torrejón

Adrián Escudero

Jordi Cortina

Daniel García

Borja Jiménez-Alfaro

Rafael Hidalgo

Manuel Oñorbe

Cinta Luengo

Virginia Gil

Víctor Gutiérrez

Javier Remiro

Laura Santurde Rubio

Marcos López Carrero

Gabriel López Vinielles



> **Iniciativa Española Empresa y Biodiversidad:**
<https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es>



Fundación Biodiversidad
Peñuelas, 10 - 28005 Madrid | fundacion-biodiversidad.es

