

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN AMBIENTES SEMIÁRIDOS RECUPERAR LAS INTERACCIONES BIOLÓGICAS Y LAS FUNCIONES ECOSISTÉMICAS

José Antonio Navarro Cano (coord.)

Marta Goberna Estellés

Gonzalo González Barberá

Víctor Manuel Castillo Sánchez

Miguel Verdú del Campo

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS



RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN AMBIENTES SEMIÁRIDOS RECUPERAR LAS INTERACCIONES BIOLÓGICAS Y LAS FUNCIONES ECOSISTÉMICAS

José Antonio Navarro Cano (*coord.*)

Marta Goberna Estellés¹

Gonzalo González Barberá²

Víctor Manuel Castillo Sánchez²

Miguel Verdú del Campo¹

¹*Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE, CSIC-UVEG-GVA)*

²*Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS, CSIC)*

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
MADRID, 2017

Reservados todos los derechos por la legislación en materia de Propiedad Intelectual. Ni la totalidad ni parte de este libro, incluido el diseño de la cubierta, puede reproducirse, almacenarse o transmitirse en manera alguna por medio ya sea electrónico, químico, óptico, informático, de grabación o de fotocopia, sin permiso previo por escrito de la editorial.

Las noticias, los asertos y las opiniones contenidos en esta obra son de la exclusiva responsabilidad del autor o autores. La editorial, por su parte, solo se hace responsable del interés científico de sus publicaciones.

Catálogo general de publicaciones oficiales:

<http://publicacionesoficiales.boe.es>

EDITORIAL CSIC: <http://editorial.csic.es> (correo: publi@csic.es)

Edición no venal

Título: Restauración ecológica en ambientes semiáridos.
Recuperar las interacciones biológicas y las funciones ecosistémicas.



GOBIERNO
DE ESPAÑA MINISTERIO
DE ECONOMÍA, INDUSTRIA
Y COMPETITIVIDAD



© CSIC, 2017

© José Antonio Navarro Cano
Marta Goberna Estellés
Gonzalo González Barberá
Víctor Manuel Castillo Sánchez
Miguel Verdú del Campo

Imprime: Gráficas Álamo SL
Pl. de la Fuente, 10. Fuente Álamo de Murcia.

NIPO: 059-17-056-9
E-NIPO: 059-17-057-4

Dep. Legal: M-8889-2017

1ª Edición, 2017

Foto de portada: Depósito de residuos de lavado de minerales metalíferos dentro del Sitio Natura 2000 y Parque Regional de Calblanque, Monte de Las Cenizas y Peña del Águila (Murcia, España)

Prólogo

Desafío de Bonn, Iniciativa 20x20, metas de Aichi, Biodiversity 2020... ciertamente, y tal como sugirió el biólogo E.O. Wilson hace más de dos décadas, el siglo XXI va camino de convertirse en el siglo de la restauración ecológica. Y ya era hora. No es que en siglos anteriores no se luchara contra la degradación del medio ambiente. La consciencia sobre los perjuicios que conlleva la degradación de nuestro entorno (pérdida de productividad, erosión, inundaciones, movilización de dunas, plagas y un largo etcétera) emergió muy pronto en sociedades que dependían de la provisión de recursos naturales locales para su subsistencia. Las zonas semiáridas son un magnífico ejemplo de ello por el elevado nivel de estrés ambiental que padecen, por su fragilidad y porque han dado cobijo a nuestra especie desde los albores de muchas civilizaciones.

Tantos siglos de experiencia generaron un acervo de conocimiento impresionante, y permitieron ejecutar proyectos de restauración cuyos resultados aún nos asombran por su calidad y magnitud. El ejemplo de España, donde se reforestaron más de 5 millones de hectáreas en menos de un siglo (casi el 20% de la superficie forestal actual), se repite en otras regiones que cuentan con clima semiárido. Sin embargo, la aproximación por ensayo y error tenía limitaciones que ahora, con el paso del tiempo, se han hecho más patentes. Por un lado, estas intervenciones estaban supeditadas a un objetivo predominante (establecer una cubierta forestal, proteger el suelo, controlar avenidas, etc.), lo que probablemente facilitó su ejecución pero comprometió otras funciones del ecosistema, incluyendo la protección de la biodiversidad. Por otro lado, una gestión basada únicamente en la experiencia difícilmente permite incorporar eventos no acaecidos en el pasado, y con ello es incapaz de concebir la compleja dinámica de los sistemas socio-ecológicos. El cambio global es, por desgracia, un buen ejemplo de ello, al poner en evidencia lo rudimentario de nuestras herramientas de adaptación y mitigación. Finalmente, la ausencia de protocolos rigurosos de evaluación y monitoreo impidieron desarrollar una gestión adap-

tativa y, con ello, avanzar en el conocimiento de estos sistemas y perfeccionar los protocolos de restauración.

A finales del s. XX, se hizo patente la necesidad de complementar la experiencia con la observación rigurosa y la experimentación. Era necesario desarrollar una restauración ecológica con una base de conocimientos sólida, que pudiera hacer frente a los enormes desafíos de una biosfera globalmente alterada de la que nuestra especie no puede ser completamente apartada. Este libro es un buen exponente de este tipo de sinergias. La experiencia de campo, de restauración ‘real’ que atesoran sus autores, permite definir los márgenes de lo que es alcanzable, teniendo en cuenta condicionantes logísticos, técnicos o económicos que tan incómodos suelen resultar a la ciencia. En paralelo, su impresionante bagaje científico, su conocimiento de la red de interacciones que conforman los ecosistemas y de su funcionamiento, resultan esenciales para validar aproximaciones empíricas y plantear nuevos enfoques. Como resultado, esta publicación proporciona tantas respuestas como genera nuevas preguntas, algo esencial si queremos hacer avanzar el conocimiento y mejorar la gestión.

Situados en el contexto semiárido, los autores abordan con mayor o menor intensidad, muchos de los temas controvertidos de la restauración ecológica, como su integración en la planificación territorial, la incorporación del componente socio-económico, la implementación de sistemas de evaluación y monitoreo o la integración del cambio global. Consiguen así definir primero un marco teórico, tan sólido como puede proporcionar nuestro conocimiento actual, para luego incidir en los aspectos más aplicados de la restauración. Los lectores con una aproximación más empírica a la restauración ecológica, encontrarán en este texto la base teórica de algunas de las prácticas tradicionales, la crítica razonada de usos poco deseables y la receta para aplicar nuevas soluciones. De forma análoga, los naturalistas verán su saber integrado en un marco teórico, y constatarán cómo el conocimiento sobre los elementos que conforman los ecosistemas y sobre sus interacciones se puede traducir en acciones virtuosas.

La restauración ecológica puede resultar enormemente tentadora. Pero la atractiva idea de reconstrucción o de creación que subyace en la restauración, y que comparte con la medicina, la arquitectura, el urbanismo, el arte e, incluso, la teología no debe desviar nuestra atención sobre un hecho de enorme importancia: aún no somos capaces de reconstruir la enorme complejidad de los ecosistemas. O dicho de otra manera, la restauración nunca debería sustituir a la conservación. Con ello, debemos agradecer a los autores de este libro el enorme esfuerzo realizado para generar conocimiento sobre la restauración ecológica de medios con una enorme importancia ecológica, socio-económica y cultural, como los semiáridos, compilarlo y ordenarlo, contribuyendo de forma rigurosa a divulgarlo. Si el s. XXI debe ser el siglo de la restauración ecológica, necesitaremos manuales como éste.

Jordi Cortina

Presidente de la *Society for Ecological Restoration Europe*

Agradecimientos

Este manual se ha realizado en el marco del proyecto Mintegra: Reactivación mediante facilitación de las funciones ecosistémicas en estructuras mineras que afectan a hábitats de interés comunitario, financiado a través de la I Convocatoria de la Fundación BBVA de Ayudas a Proyectos de Investigación 2014 dentro del área de Ecología y Biología de la Conservación. El proyecto se ha ejecutado en el Centro de Investigaciones Sobre Desertificación (CIDE; www.uv.es/cide/), un instituto mixto del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), la Universitat de València Estudi General (UVEG) y la Generalitat Valenciana (GVA). El CIDE ha brindado todo el apoyo logístico y administrativo necesario para la realización del trabajo. Además, para la ejecución del proyecto hemos contado también con la colaboración de la Fundación Sierra Minera (www.fundacionsierraminera.org), una organización sin ánimo de lucro, de carácter participativo y representativa del denominado tercer sector, que aglutina el tejido asociativo de los pueblos de la Sierra Minera de Cartagena – La Unión (Murcia). Para el desarrollo de parte de los contenidos de este manual también se ha contado con la colaboración del Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC) y la financiación por parte de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Los autores estamos sinceramente agradecidos a todas estas instituciones que han permitido la realización de este trabajo, y a los compañeros y compañeras del CIDE y el CEBAS que han participado de uno u otro modo en tareas de campo y laboratorio.

Por último, queremos agradecer a Google (<https://www.google.es/intl/es/earth/>) y la Infraestructura de Datos Espaciales de la Región de Murcia (<http://iderm.imida.es/iderm/>) el permiso para el uso de imágenes de sus plataformas digitales de información geográfica y cartográfica. Así mismo, agradecemos a José Carlos Monzó, Esther Bochet, Emilio Laguna, Pablo Ferrer y el equipo Clavel arquitectos - Moho arquitectos - Inmat arquitectura la cesión de imágenes para ilustrar este libro.

Índice de contenidos

1. Introducción	13
2. Situaciones de degradación susceptibles de restauración ambiental	15
2.1 Marco general: degradación ambiental y restauración ecológica	15
2.2 Degradación ambiental: funciones ecosistémicas y biodiversidad	19
2.3 Procesos implicados en la secuencia de degradación ambiental	22
2.4 Situaciones de degradación: clasificación y tipología.....	25
2.5 Situaciones de degradación susceptibles de restauración ecológica	29
2.5.1 Degradación por abandono de suelo urbano o industrial, e infraestructuras de comunicación.....	31
2.5.2 Degradación por abandono de sistemas agrícolas y forestales.....	33
2.5.3 Degradación por uso extensivo del monte, de sistemas agropecuarios y forestales	35
2.5.4 Degradación por efecto del cambio climático.....	36
3. Modelos de restauración aplicables a ambientes degradados en ambientes semiáridos.....	39
3.1 Restauración y sucesión ecológicas, y ecosistema de referencia ..	39
3.2 Pasado, presente y futuro de la restauración ecológica en España	43
3.3 Tipos de restauración ecológica	49
3.4 Diseño general de un proyecto de restauración ecológica.....	57
3.5 Algunos problemas asociados a la restauración ecológica en ambientes semiáridos	63
3.6 Papel de las interacciones en la restauración ecológica de funciones ecosistémicas	66
3.7 Incorporación de la sociedad civil a la toma de decisiones en restauración.....	71

4. Técnicas de restauración ecológica aplicables a ambientes degradados en ambientes semiáridos	79
4.1 Necesidad de restauración del ecosistema degradado	80
4.2 Preparación del terreno	82
4.2.1 Remodelación de taludes.....	83
4.2.2 Estabilización de taludes.....	85
4.2.3 Descompactación y compactación.....	86
4.2.4 Manejo de la capa superficial del suelo.....	88
4.2.5 Enmienda o fertilización	90
4.3 Elección de especies: criterios y métodos de selección	91
4.4 Implantación de especies	99
4.4.1 Selección del micrositio de plantación.....	102
4.4.2 Siembra	104
4.4.3 Plantación	114
4.5 Restauración ecológica de especies y hábitats de interés.....	119
 5. Seguimiento y evaluación del éxito de una restauración ecológica	 127
 6. Referencias bibliográficas	 139
 7. Índice de términos	 155

1. Introducción

La ecología de la restauración es una disciplina muy joven en términos académicos. Desde los años 80 del pasado siglo se viene desarrollando un marco teórico y práctico para esta rama de la ecología que aborda la restauración ecológica en todas sus facetas. Términos como “reforestación”, “repoblación”, “restauración hidrológico-forestal” o vocablos anglosajones como “reclamation”, “remediation” y “rehabilitation” se usan al menos desde el siglo XIX en un contexto próximo al de la restauración ecológica, aunque bajo preceptos teóricos distintos. En este sentido, la ecología de la restauración parte de la teoría ecológica en términos conceptuales, aunque también adapta algunos principios, metodologías y herramientas de disciplinas como la agronomía, las ciencias forestales y la ingeniería civil.

Existen muchos libros de texto, manuales prácticos o documentos técnicos que abordan en mayor o menor medida distintos aspectos de la restauración ecológica. En este libro el lector encontrará una base teórica actualizada y un muestrario de ejemplos de restauración en ambientes semiáridos. Con este manual nuestra intención no es otra que la de poner el foco en la necesidad de a) conocer perfectamente la causa de degradación de un ecosistema, b) pensar en él como un sistema de interacciones íntimamente relacionadas con sus funciones ecosistémicas, c) ajustar los métodos de restauración a las necesidades, capital natural y limitaciones impuestas por el contexto local y d) no desvincular a la sociedad civil de la causa y el objetivo de la restauración ecológica. Consideramos que sólo de esta manera se puede mejorar la eficiencia de una restauración ecológica.

La acotación geográfica del manual al ámbito de los ambientes mediterráneos semiáridos, al menos en lo que se refiere a los ejemplos presentados, no sólo es reflejo de nuestro campo habitual de trabajo sino también de la oportunidad de repensar viejos dogmas en el ámbito de la restauración y disciplinas afines, a la luz de un amplio muestrario de tipologías de degradación que ofre-

cen los ecosistemas semiáridos. Estos ecosistemas, ya sean naturales, seminaturales o artificiales presentan per se especiales limitaciones abióticas para los organismos, lo que los convierte en un excelente campo de pruebas para evaluar el conocimiento que se tiene de ellos (Aronson et al. 1993). Consideramos que este análisis crítico es ineludible dado el grado de fragmentación de hábitats y las tendencias climáticas bajo el actual escenario de cambio global. Este cambio puede tener efectos más severos a corto plazo en territorios frontera como el de los ambientes semiáridos, donde se hacen patentes los umbrales de respuesta de los ecosistemas ante los factores de cambio global.

La Estrategia Europea de Biodiversidad 2020 (Comisión Europea 2011) persigue el objetivo de restaurar al menos un 15% de los ecosistemas degradados en Europa para ese año. Así queda recogido en el Objetivo 2 de la Estrategia, que incorpora el objetivo mundial acordado por la Unión Europea en la Cumbre de Naciones Unidas sobre Biodiversidad de Nagoya (Japón) en 2010. En dicha Estrategia queda patente la importancia de recuperar no sólo especies y espacios sino también funciones ecosistémicas, incluyendo los servicios ecosistémicos. De esta manera se pretende mejorar la adaptación al cambio climático de las infraestructuras verdes de la Unión Europea y alcanzar de manera sostenible los objetivos de crecimiento marcados. Se trata de un programa enormemente ambicioso, que requiere de un análisis de las necesidades no satisfechas por el sector de la restauración ecológica en la actualidad y de una exploración de nuevas herramientas de restauración que incorporen conocimientos innovadores y estén acordes con las demandas legales y sociales actuales. Este libro pretende contribuir a ese desarrollo de una nueva ecología de la restauración que no se conforme con rehabilitar o revegetar sino que persiga reactivar el funcionamiento básico de los ecosistemas degradados. Para ello, identificamos las situaciones de degradación susceptibles de restauración ambiental y repasamos los posibles modelos y técnicas de restauración aplicables a las mismas. Finalmente proporcionamos criterios ecológicos para realizar el seguimiento y evaluación de dichas actuaciones de restauración.

2. Situaciones de degradación susceptibles de restauración ambiental

2.1 Marco general: degradación ambiental y restauración ecológica

La degradación ambiental es un proceso de alteración de la estructura y composición biológica de un ecosistema, que conlleva un deterioro en sus funciones. Los ecosistemas tienen la capacidad inherente de resistir los procesos de degradación e incluso de recuperar el estado original tras una perturbación. Sin embargo, por encima de una determinada intensidad de degradación, la resistencia y resiliencia de los ecosistemas se ve sobrepasada (Figura 2.1). Es en este punto cuando se plantean las actuaciones de restauración, que tienen como objetivo la reparación del daño que el proceso de degradación provoca en el ecosistema. En concreto, la restauración ecológica pretende recuperar la estructura y composición del ecosistema, de tal manera que éste sea capaz de realizar sus múltiples funciones de forma sostenida en el tiempo.

La degradación ambiental en sistemas terrestres tiene lugar por el cambio en el estado de uno o más de los recursos suelo, vegetación y agua (Stocking y Murnaghan 2001). Las comunidades vegetales representan el almacén biológico sobre el que se construyen las redes tróficas. Éstas utilizan el suelo como soporte físico y fuente de agua y nutrientes, por lo que las relaciones suelo-vegetación son a menudo pieza clave en el proceso de degradación de un ecosistema y en su recuperación. Es frecuente que la pérdida o degradación de la vegetación y, consiguientemente, del suelo por erosión hídrica y eólica actúen como catalizadores primarios de todo el proceso de degradación de tierras. Otros agentes de degradación frecuentes son la alteración del régimen de incendios, la compactación del suelo, la salinización, las invasiones biológicas y la acumulación de sustancias tóxicas en el suelo. Una vez se inicia el proceso de deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, se dificulta enormemente su recuperación natural dadas las bajas tasas de formación del suelo (Lal et al. 2012), lo que a su vez reduce la capacidad

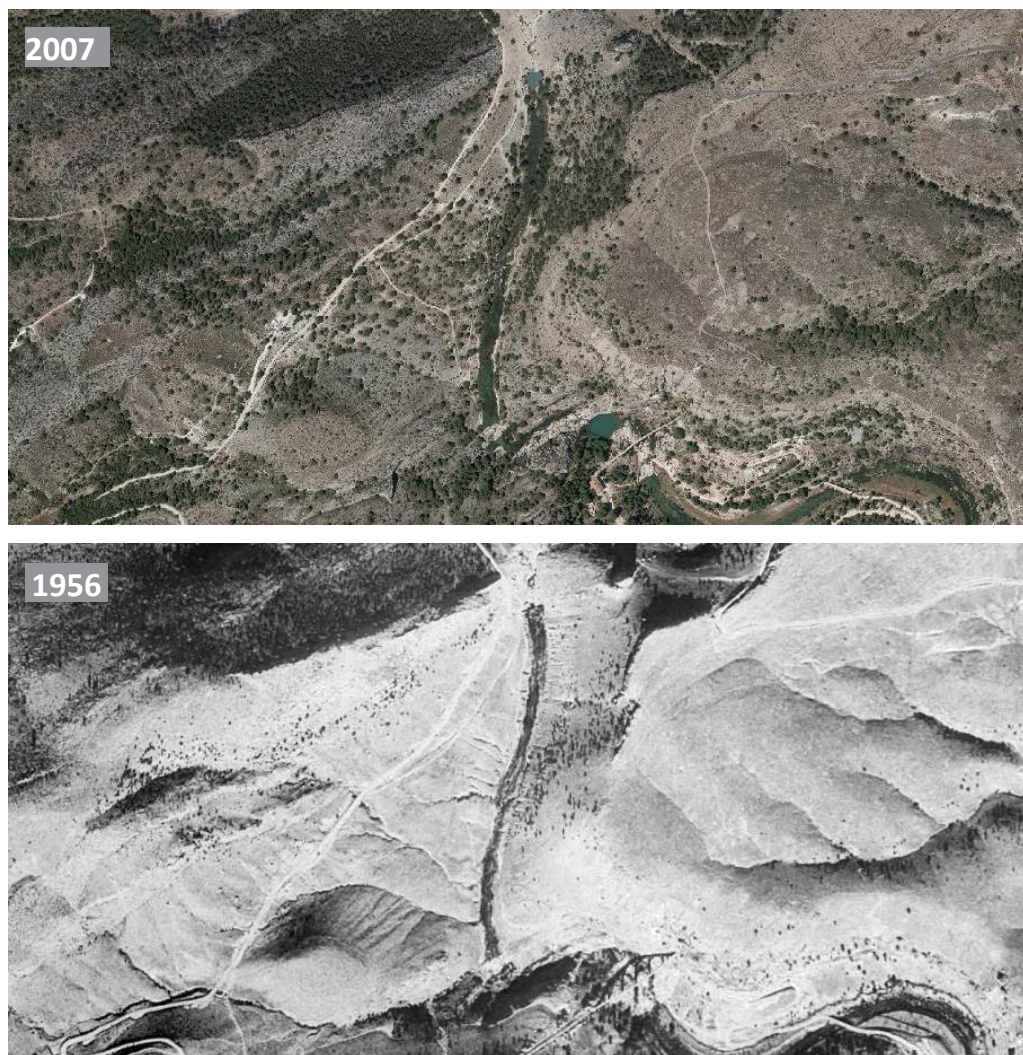


Figura 2.1. Paisaje intensamente degradado por la deforestación y el sobrepastoreo en Mula (Murcia). Hasta la primera mitad del siglo XX la presión humana sobre el monte redujo significativamente la cubierta vegetal, favoreciendo fenómenos de erosión y pérdida de suelo. La capacidad de recolonización natural de la vegetación, una vez cesado el factor de degradación, dependerá del grado de afección sobre el suelo y de la resiliencia del ecosistema. Fte: Infraestructura de datos espaciales de la Región de Murcia (<http://iderm.imida.es/iderm/>).

de regeneración de la vegetación. En ambientes sometidos a escasez de agua, el concepto de degradación ambiental está estrechamente ligado al de desertificación. La Convención de Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación (1994) definió este fenómeno como el proceso de degradación de la tierra en zonas áridas, semiáridas y seco-subhúmedas como resultado de las actividades humanas y las variaciones climáticas. Se estima que entre el 10 y el 20% de las regiones secas de la tierra sufren los efectos de la desertificación (Reynolds et al. 2007). Además, la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (1992) reconoció que las áreas áridas y semiáridas son más vulnerables al cambio climático, y asimismo elevó en 2007 el riesgo de muchos países a sufrir procesos de desertificación por efecto del cambio climático. Conviene aclarar que la desertificación es un proceso que requiere una escala regional de medida, mientras que la degradación se puede medir a pequeña escala (ecosistema, microcuenca, ladera, parcela, etc.). Por lo tanto, aunque en conjunto diversas situaciones puntuales de degradación en una región pueden ponerla bajo riesgo de desertificación, las labores de lucha contra la desertificación deben concretarse en modelos de restauración ambiental específicos para cada una de las tipologías de degradación de un territorio.

El Mediterráneo Occidental en general y el Sureste Ibérico en particular figuran entre las áreas bajo riesgo de desertificación severa (Symeoakis et al. 2007; Helldén y Tottrup 2008). Contribuyen a esta situación la concurrencia de factores climáticos como la escasez de precipitaciones y la irregularidad climática, con cambios acentuados de usos del suelo, que han producido durante las últimas décadas un éxodo poblacional hacia zonas costeras y el abandono de tierras agrícolas marginales en áreas del interior (Thornes 2002), así como la puesta en cultivo, la urbanización y la industrialización de nuevas áreas. En este sentido, el Sureste Ibérico representa un buen ejemplo a escala regional de la variada casuística de degradación ambiental y la diversidad de enfoques y aproximaciones metodológicas para restaurar o paliar áreas degradadas.

A lo largo del texto, revisaremos cómo la intensidad de la degradación ambiental repercute tanto en el cambio observado en el ecosistema como en la re-

versibilidad del daño, y delimita la actuación restauradora. Las acciones a adoptar, así como las posibilidades reales de frenar e invertir la degradación, están acotadas por la intensidad de la degradación sufrida, el grado de conocimiento acerca del funcionamiento del ecosistema degradado y el presupuesto disponible. Por otro lado, la tipología concreta de la degradación, independientemente de su intensidad, condiciona las medidas de restauración a aplicar. Además, intentamos proporcionar un marco general de situaciones de degradación, que permita su agrupación para reducir la complejidad derivada de la multitud de casos particulares existentes. En este sentido, una clasificación general de los tipos de degradación puede ayudar a delimitar aspectos básicos a los que hay que enfrentarse en un proyecto de restauración. Considerando objetivos y tipos generales de acciones, las cuestiones importantes a responder antes de redactar y ejecutar un proyecto de restauración son las siguientes:

- a) ¿Cuál es el ecosistema objetivo de la acción de restauración?
- b) ¿Existe la posibilidad de alcanzar ese objetivo dado el estado actual de degradación, en un plazo operativo y con los recursos disponibles?
- c) ¿Hay características singulares del tipo de degradación que condicionen las acciones de restauración?
- d) ¿Se debe actuar sobre el medio físico (reducción de pendientes, enmendado, preparación para la plantación)?
- e) ¿Se debe manipular la vegetación mediante introducción (siembra, plantación) y/o eliminación de especies?
- f) ¿Es necesario actuar sobre otros niveles tróficos o especies concretas para reducir el estado actual de degradación (descomponedores, detritívoros, herbívoros, polinizadores depredadores)?
- g) ¿Existen acciones complementarias de gestión para favorecer la recuperación del sistema como la limitación o modulación de un uso?
- h) ¿Se pueden manipular las interacciones ecológicas en el ecosistema para recuperar o potenciar la funcionalidad del mismo?

2.2 Degradación ambiental: funciones ecosistémicas y biodiversidad

El concepto de degradación de tierras, y en particular, de degradación de suelos ha evolucionado históricamente asociado a la concepción antropocéntrica de las funciones que realizan los ecosistemas y a los bienes y servicios que nos proporcionan. Hasta la década de los 60 la calidad del suelo se evaluaba en términos de su capacidad de producción agrícola (Storie 1964). Esta visión productivista se mantuvo vigente durante las dos décadas siguientes (FAO 1979; Huddleston 1984), aunque ya en los 70 se planteó la necesidad de atribuir diferentes usos a los suelos en función de sus propiedades (Klingebiel y Montgomery 1973). El reconocimiento explícito de que el suelo tiene capacidad para desarrollar múltiples funciones no llegó hasta los años 90 (Blum 1990). En esta época se planteó por primera vez que más allá de la mera producción de biomasa, el suelo es un potente reactor capaz de depurar contaminantes y constituye un importante hábitat biológico y reserva de recursos genéticos (Blum y Santelises 1994). Esta visión moderna originó numerosas definiciones de degradación de suelos que aluden a la pérdida de su calidad, es decir, de su capacidad para realizar múltiples funciones ecológicas y socio-económicas (Larson y Pierce 1994; Karlen y Stott 1994). Además, al concepto de multifuncionalidad se añadió un componente temporal que hace referencia a la sostenibilidad a largo plazo de las funciones que el suelo realiza en el ecosistema (Doran y Parkin 1994). De modo análogo, la degradación ambiental se considera como la pérdida de la capacidad de un ecosistema - dado el deterioro de sus recursos agua, suelo y aire y la alteración de la biodiversidad - para desarrollar sus múltiples funciones de manera sostenida en el tiempo.

Las funciones ecosistémicas incluyen un amplio rango de procesos y fenómenos de naturaleza diversa que engloban propiedades, bienes y servicios ecosistémicos (Tabla 2.1). Siguiendo la terminología de Hooper et al. (2005), en el texto utilizaremos el término función ecosistémica para referirnos a todo este conjunto de propiedades, bienes y servicios que tienen un valor tangible o intangible para los seres humanos.

Tabla 2.1. Definición y ejemplos de los tipos de funciones ecosistémicas. Fuente: Modificado de Hooper et al. (2005)

Funciones ecosistémicas	Definición	Ejemplos
Propiedades ecosistémicas	Se refiere tanto al tamaño de los compartimentos de materia como a las tasas a las que tienen lugar los procesos que determinan flujos de materia y energía entre compartimentos	<ul style="list-style-type: none"> - Cantidad de materia orgánica - Cantidad de nitrógeno mineral - Conversión de carbono orgánico en dióxido de carbono - Fijación de nitrógeno atmosférico en nitrógeno amoniacal
Bienes ecosistémicos	Son las propiedades ecosistémicas que tienen un valor de mercado	<ul style="list-style-type: none"> - Fibras - Materiales de construcción - Productos con valor farmacéutico o biotecnológico - Especies de interés agrícola y ganadero
Servicios ecosistémicos	Son las propiedades ecosistémicas que tienen un beneficio directo o indirecto para los seres humanos	<ul style="list-style-type: none"> - Regulación del clima - Mantenimiento de los ciclos hidrológicos - Regulación de la biodiversidad - Estabilidad del ecosistema - Polinización - Descomposición de la materia orgánica - Retención de suelo frente a la erosión

La capacidad de un ecosistema para desarrollar sus funciones depende en gran medida de su biodiversidad. En términos generales, ecosistemas más diversos proporcionan más bienes y servicios ecosistémicos, son más resistentes a la perturbación (ej. sequías, introducción de especies invasoras), y realizan sus funciones de manera más estable en el tiempo (Balvanera et al. 2006; Hector y Bagchi 2007; Isbell et al. 2011; Maestre et al. 2012). De este modo, el cambio en

la composición, la pérdida o introducción de especies, es una causa frecuente de alteración de las funciones ecosistémicas cuyas consecuencias pueden variar según el ecosistema y la función ecosistémica considerada (Hooper et al. 2005).

Recientemente, se ha puesto el foco en comprender cómo se relaciona la multifuncionalidad de los ecosistemas con los diferentes componentes de la diversidad. Tradicionalmente, la diversidad se ha caracterizado en términos del número y la abundancia de especies que forman parte de un ecosistema (diversidad taxonómica). Sin embargo, también es posible cuantificar la diversidad en términos de los rasgos funcionales de las especies (diversidad funcional) o según la distancia evolutiva que separa a las especies que componen el ecosistema (diversidad filogenética). Por ejemplo, en términos de diversidad taxonómica es más diverso un ecosistema con diez especies de plantas que otro con cinco especies. En términos de diversidad funcional, es más diverso un ecosistema que tiene plantas con sistemas radiculares distintos (ej. que llegan a distintas profundidades y ocupan el suelo con mayor o menor densidad de raíces), que uno que tiene plantas con el mismo sistema radicular. En términos de diversidad filogenética, es más diverso un ecosistema que contiene plantas que pertenecen a taxones que evolucionaron a partir de distintos ancestros comunes, que aquéllos que evolucionaron a partir de un mismo ancestro común. A título ilustrativo en la Figura 2.2 se muestran dos ecosistemas compuestos por el mismo número de especies. Sin embargo, el ecosistema 1 (con las especies A, B, C y D) es menos diverso que el ecosistema 2 (con A, D, E y G), tanto a nivel funcional (solo contiene especies con raíces del tipo azul) como a nivel filogenético (todas sus especies están muy emparentadas y comparten el mismo ancestro común). La diversidad funcional y filogenética no sólo explican mejor las funciones ecosistémicas que la diversidad taxonómica, sino que además incrementan la resistencia de los ecosistemas secos a la aridez creciente (Navarro-Cano et al. 2014; Valencia-Gómez et al. 2015). Aunque estos componentes de la diversidad no se suelen usar en el diagnóstico del estado de degradación de un ecosistema, o a la hora de seleccionar las especies más adecuadas para una restauración, tanto la diversidad funcional como filogenética aportan más información y son de mayor utilidad que la diversidad

taxonómica en restauración (Navarro-Cano et al. 2016). En los capítulos 3.6 y 5 se tratan estos componentes de la diversidad con mayor profundidad.

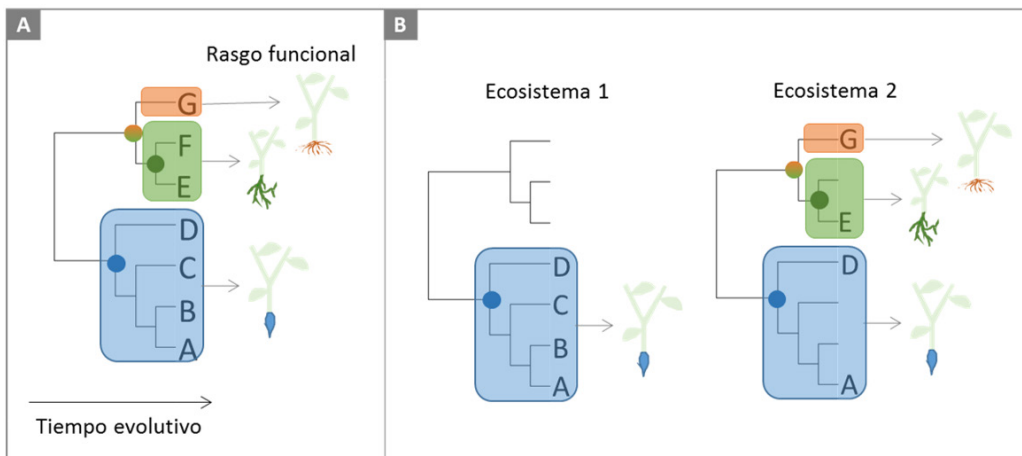


Figura 2.2. Diversidad taxonómica, funcional y filogenética. A) Las especies tienen relaciones de parentesco (filogenéticas), de tal manera que especies más emparentadas comparten un ancestro común (identificados con círculos). Las especies más emparentadas tienden a ser más similares en sus rasgos funcionales (identificados con colores). B) Dos ecosistemas pueden contener el mismo número de especies (diversidad taxonómica), pero diferir en la variedad de rasgos funcionales que albergan (diversidad funcional) y en la distancia de parentesco entre las especies que los componen (diversidad filogenética).

2.3 Procesos implicados en la secuencia de degradación ambiental

La degradación de la vegetación frecuentemente desencadena el proceso de degradación ambiental. La vegetación se degrada siguiendo una secuencia que se inicia con cambios en su estructura y cobertura (Figura 2.3). La diversidad de árboles y arbustos es la primera en verse afectada pero, si el agente de perturbación persiste, se pueden producir cambios más acentuados en la composición por tipos funcionales. Estos cambios en la estructura y cobertura vegetal pueden afectar de manera significativa a las redes tróficas, rompiendo o cambiando el resultado de las interacciones entre especies y niveles tróficos (depredadores, herbívoros, descomponedores), lo que crea limitaciones al esta-

blecimiento vegetal de especies tardías de la sucesión vegetal, menos resistentes al estrés abiótico. Este proceso se traduce en una sustitución por especies con menores exigencias ecofisiológicas. Así, en ambientes poco productivos sometidos a fuerte estrés termo-hídrico es frecuente la formación de comunidades parcheadas dominadas por especies muy resilientes, con alta tolerancia al estrés abiótico. En ambientes más productivos, la persistencia de un agente de perturbación acaba reflejándose en el desarrollo de comunidades ruderales, de ciclos de vida cortos y abundante producción anual de semillas. En esta fase, las comunidades vegetales son más susceptibles a la entrada de especies exóticas invasoras. Por último, ante perturbaciones severas que producen la eliminación total de los horizontes orgánicos del suelo se produce la práctica desaparición de la vegetación vascular. En estos casos las especies primocolonizadoras pertenecientes a grupos como los briófitos, líquenes y bacterias fotosintéticas son las únicas comunidades de productores primarios.

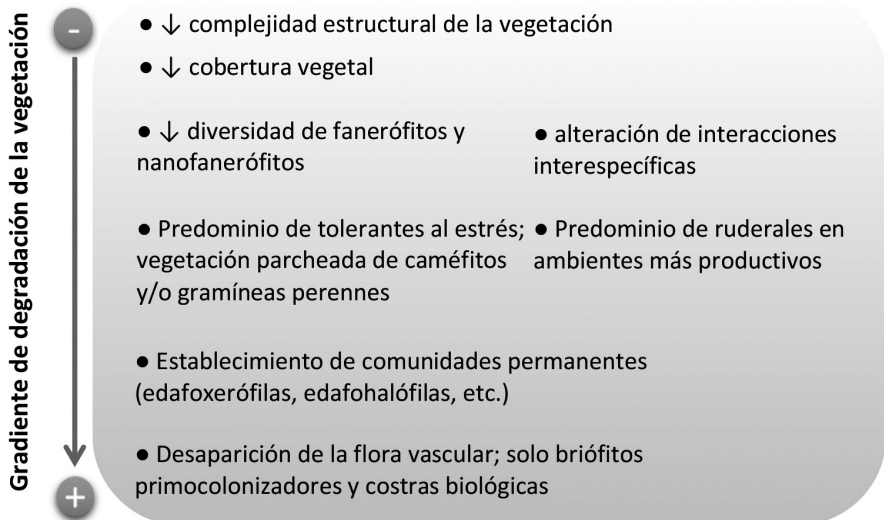


Figura 2.3. Fases generales en la secuencia de degradación de la vegetación en ambientes semiáridos. Modificado a partir de Grime (2001) y Walker y del Moral (2003).

El proceso de degradación del suelo a menudo comienza con la perturbación de la cubierta vegetal. La apertura de claros provoca la degradación física del suelo por erosión hídrica y eólica (Figura 2.4). El aumento de la escorrentía, la radiación incidente y las mayores temperaturas superficiales producen la pérdida de materia orgánica del suelo, bien por arrastre o por mineralización. Esto se traduce en cambios en la estructura del suelo, que pasa gradualmente de ser una estructura granular y porosa a una estructura poliédrica más compacta en la que se dificultan los flujos de aire y agua. El proceso se retroalimenta, ya que el deterioro de la estructura del suelo afecta no solo a la biota edáfica sino también a la vegetación. Este proceso produce una intensificación de los procesos de degradación a tres niveles:

- a) degradación física, que implica un aumento de la compactación (disminución de la porosidad), encostramiento superficial, descenso de la capacidad de retención de agua y de la tasa de infiltración que desencadenan una mayor escorrentía superficial;
- b) degradación química, que consiste en la pérdida de capacidad de intercambio de iones, lo que reduce la retención e intercambio de nutrientes; en ambientes concretos, se puede producir la salinización, sodificación o acumulación de otros elementos tóxicos para la mayoría de las plantas (cloruros, sulfatos, metales pesados, etc.);

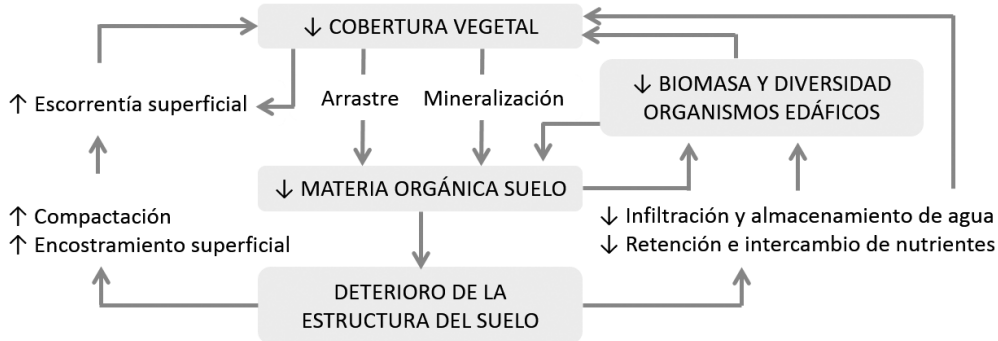


Figura 2.4. Esquema simplificado de los principales procesos implicados en la secuencia general de degradación del suelo. Modificado de Albaladejo (1990) y Carbó y Goberna (2002).

- c) degradación biológica, que conlleva un descenso de la biodiversidad y biomasa de organismos edáficos que redundan en una alteración de la descomposición de la materia orgánica y el ciclado de nutrientes, esenciales para la vegetación.

Si no cesan los agentes de perturbación puede producirse una degradación severa, en la que se pierde por completo el perfil de suelo, aflorando la roca madre. Esta secuencia de degradación es válida para ambientes naturales, forestales y agrícolas. Por el contrario, en el medio urbano e industrial los agentes de perturbación producen contaminación directa por vertidos y sellado superficial del suelo o asphaltización, lo que se traduce en una eliminación drástica a corto plazo de la mayoría de la biota existente con anterioridad. Únicamente a medio o largo plazo se reconstruye parcialmente una red trófica, poco diversificada y en la que son frecuentes las especies ruderales y especies alóctonas o especies adaptadas a ambientes antrópicos muy específicos.

2.4 Situaciones de degradación: clasificación y tipología

El modelo de restauración ecológica idóneo para un área degradada debe definirse tras determinar el agente, el tipo y el nivel de degradación. En la Tabla 2.2 se presenta un esquema general de situaciones de degradación de acuerdo con estas tres categorías. A menudo existe una interrelación entre más de un agente o tipo de degradación, que pueden retroalimentarse para dar lugar a un nivel de degradación superior al derivado de cada agente o tipo de modo individual.

En la mayoría de los casos la degradación está causada directa o indirectamente por un agente antrópico. No obstante, catástrofes naturales relacionadas con la actividad sísmica (terremotos y maremotos), volcánica o con fenómenos meteorológicos (inundaciones, deslizamientos, desprendimientos y avalanchas, etc.) pueden tener efectos devastadores sobre el suelo y la vegetación, produciendo un rejuvenecimiento natural del perfil edáfico y una regresión en la dinámica de la vegetación.

Tabla 2.2. Situaciones de degradación. El nivel de degradación de un área determinada puede variar en función de la intensidad, frecuencia y extensión de cada tipo de degradación.

Agente de degradación	Tipo de degradación	Nivel de degradación			
		Ligero	Moderado	Severo	Extremo
Natural	Actividad sísmica				
	Fenómenos meteorológicos				
	Vulcanismo				
Antrópico	Uso extensivo del monte, de sistemas agropecuarios y forestales				
	Cambio climático				
	Abandono de sistemas agrícolas y forestales				
	Construcción de infraestructuras				
	Abandono de suelo urbano e industrial				

Muchas áreas degradadas a consecuencia de catástrofes naturales son susceptibles de ser restauradas mediante modelos similares a los aplicables en zonas degradadas por causas antrópicas. Por ejemplo, un desprendimiento en una cresta rocosa produce el arrastre de grandes bloques que sepultan por completo la vegetación de ladera y el suelo existente, que quedan bajo la roca madre desprendida (Figura 2.5). La superficie afectada por el desprendimiento se ve sometida a un proceso de rejuvenecimiento mediante sucesión primaria de la vegetación, similar al que tiene lugar en una cantera abandonada o en un talud de carretera tras su construcción. Otro ejemplo del paralelismo entre agentes antrópicos y naturales de degradación es el de los ecosistemas naturales de carácter relictual, acantonados en ambientes con microclimas capaces de amortiguar las condiciones ambientales actuales. Es el caso de algunas formaciones vegetales del SE Ibérico como las loreras de *Prunus mahaleb*, las formaciones de *Sorbus torminalis* o los carrascales termófilos de *Quercus rotundifolia* de áreas semiáridas, que presumiblemente presentaban una mayor extensión a comienzos del Holoceno, pero se encuentran muy alejadas de su óptimo ecológico en la actualidad debido a los cambios naturales del clima. Para la mayoría de científicos y gestores no resulta ético intentar restaurar antiguas áreas naturales ocupadas por estas formaciones que deben evolucionar de manera natural, por lo que las únicas medidas de gestión para estos hábitats terminales deben ser aquellas encaminadas a evitar o reducir el riesgo

de desaparición acelerada debido a agentes antrópicos que les afecten directa o indirectamente, como los cambios de uso del suelo o el actual proceso de calentamiento global. En estos casos, tan solo la restauración de poblaciones concretas de desaparición reciente en sitios que todavía conservan condiciones microclimáticas adecuadas para la especie pueden tener cierta utilidad. En el capítulo 4.5 se trata en mayor detalle la restauración de especies y hábitats de interés para su conservación.

El hecho de que en términos generales solo se actúe sobre áreas degradadas por causas humanas se debe exclusivamente a un criterio de selección de áreas de restauración basado en el agente de degradación. No obstante, en determinadas situaciones en las que existe un riesgo sobre las personas o un



Figura 2.5. Desprendimiento por causas naturales en una cresta rocosa en las inmediaciones de Bullas (Murcia). En estos casos se inicia un proceso de sucesión primaria en el que plantas primocolinizadoras se establecen sobre roca madre y se inicia el proceso de formación de un horizonte orgánico superficial.

interés general, se llega a actuar sobre áreas naturales degradadas. Por ejemplo, en ambientes semiáridos del SE Ibérico, las cuencas neógenas de naturaleza margosa dan lugar a los característicos paisajes en cárcavas, de gran actividad geomorfológica y difícil colonización por la vegetación (Figura 2.6). Estos paisajes naturales o seminaturales suelen tener un alto valor ambiental y paisajístico, estando en muchos casos bajo determinadas figuras de protección como en el caso del Desierto de Tabernas (Almería). Sin embargo, en las inmediaciones de núcleos de población situados en áreas similares, a menudo se realizan obras de corrección hidrológico-forestal (diques de laminación y reforestaciones) para intentar reducir la actividad erosiva, la exportación de sedimentos y el riesgo de inundaciones.

En este libro, debido al mencionado paralelismo entre agentes naturales y antrópicos de degradación, nos centramos en la descripción de situaciones específicas de degradación de origen antrópico.



Figura 2.6. La fuerte actividad erosiva de las formaciones margosas en la cuenca de la Rambla de Cárcavo (Murcia) crea paisajes en *badlands*, incluso en laderas repobladas con *Pinus halepensis* mediante aterrazamientos durante los años 70 del siglo XX. En la laderas de mayor pendiente y orientación meridional la baja cobertura de *P. halepensis* y la formación de cárcavas en los taludes de las terrazas han remodelado los perfiles de ladera y favorecido el desarrollo de espatales de *Stipa tenacissima*.

2.5 Situaciones de degradación susceptibles de restauración ecológica

Los cinco tipos generales de degradación antrópica identificados dan lugar a distintas situaciones que pueden ordenarse de acuerdo con un gradiente de degradación (Tabla 2.2). Este gradiente se traduce en distintos niveles de afección sobre suelo y vegetación, lo que condiciona el modelo de restauración ecológica aplicable en cada área tal como se detalla en las secciones siguientes.

La relación existente entre el suelo y la vegetación hace que los procesos de sucesión ecológica y de degradación ambiental no sean lineales (Figura 2.7). El proceso de sucesión ecológica se define de modo simplificado en dos fases. Durante la sucesión primaria, las plantas con capacidad colonizadora ocupan progresivamente un sustrato prácticamente desprovisto de suelo. Tanto los procesos de meteorización de la roca como el crecimiento de las plantas colonizadoras favorecen la formación de suelo. Éste es un proceso lento que requiere de la retroalimentación planta-suelo: un suelo más evolucionado (más profundo, estructurado, con una mayor cantidad de sustancias orgánicas) permite el crecimiento de una cubierta vegetal más densa y con estructura más compleja, que a su vez, aporta más sustratos orgánicos al suelo lo que incrementa el desarrollo edáfico. La lentitud de los procesos de retroalimentación positiva planta-suelo hace que sea costoso alcanzar el umbral por encima del cuál el suelo y la vegetación están lo suficientemente desarrollados como para que los efectos de un evento de degradación sean reversibles. Por encima de dicho umbral, la degradación reduce el tamaño poblacional de las especies de plantas y se produce una cierta modificación de las propiedades del suelo. Esta alteración desencadena un proceso de sucesión secundaria en el que la resiliencia de la vegetación y la existencia de suelo permite la recuperación de la integridad del ecosistema (Figura 2.7).

De manera análoga a los procesos de sucesión primaria y secundaria, es posible entender la degradación ambiental en dos fases (Figura 2.7). En una primera fase, de regresión secundaria, el estado de desarrollo del suelo y la vegetación permite que los efectos de la degradación se reviertan de forma natural,

con un tiempo más o menos prolongado que será dependiente del contexto ambiental y de la tipología e intensidad del factor de degradación. Sin embargo, existe un umbral de degradación de la vegetación por encima del cual es poco probable el retorno a corto o medio plazo hacia etapas de degradación anteriores si no llevan a cabo actuaciones de restauración ecológica. Este punto de no retorno marca el límite entre los procesos de regresión secundaria y primaria (Figura 2.7). El inicio de la regresión primaria se produce cuando la cobertura vegetal alcanza un umbral mínimo, por debajo del cual se incrementa la fragmentación del paisaje y se catalizan los procesos de erosión y exportación de agua y sedimentos. Así mismo, la decapitación del suelo por desmontes u obras que implican movimientos de tierras de impacto extremo llevan directamente a ese punto de no retorno. En términos simplificados, la Figura 2.7 muestra la

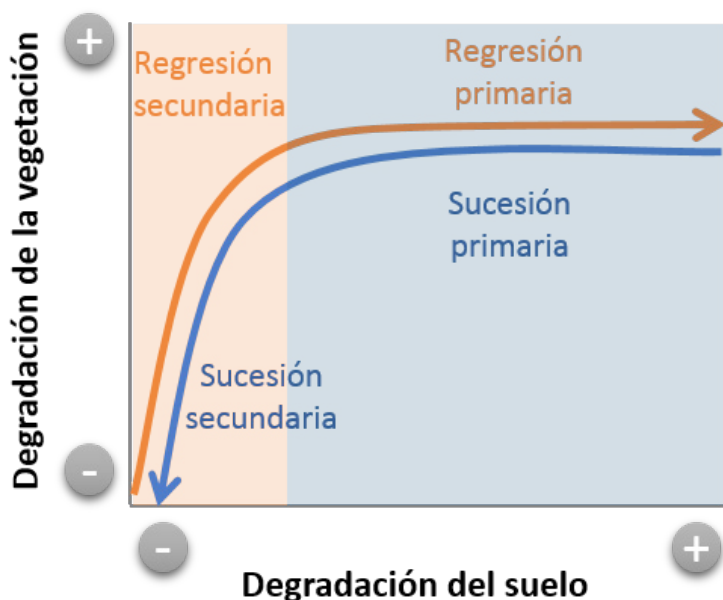


Figura 2.7. Relación teórica entre la degradación del suelo y de la vegetación. La degradación del suelo produce cambios inmediatos sobre la vegetación (trayectoria naranja), que se van atenuando hasta superar un umbral (cambio del sombreado naranja al azul) por encima del cual el suelo ha alcanzado tal nivel de degradación que la vegetación existente está enormemente alterada. Al cesar el agente de degradación, la vegetación y el suelo responden lentamente (trayectoria azul) hasta alcanzar el umbral de recuperación que permite una sucesión secundaria (cambio del sombreado azul al naranja).

facilidad con la que se puede alcanzar el umbral de degradación que da paso a la regresión primaria, y la dificultad para, en sentido contrario, superar el umbral de la restauración que permite abandonar el estado de sucesión primaria.

En el apartado siguiente se especifican las situaciones de degradación más frecuentes dentro de cada uno de los tipos de degradación antrópica indicados en la Tabla 2.2.

2.5.1 Degradación por abandono de suelo urbano o industrial, e infraestructuras de comunicación

El abandono de suelo urbano o industrial, y la construcción de infraestructuras constituyen las situaciones de degradación con un impacto más severo (Tabla 2.2). Incluyen cortas y vertidos de estériles mineros, suelos contaminados, vertederos, escombreras, taludes de carretera y áreas en las que la vegetación natural y el suelo han sido eliminados, dejando la roca madre desnuda, o bien, el suelo se ha compactado, cementado o rellenado con escombros u otros materiales exógenos. El grado de degradación de la vegetación y el suelo en cada una de estas situaciones es variable, tal y como se esquematiza en la Figura 2.8.

La restauración ecológica en muchas de estas situaciones es prácticamente inviable, al haberse alcanzado un grado de degradación extremo del suelo y encontrarse sumidas en una matriz periurbana o industrial, en la que la vegetación natural que pudiera actuar como puntos de nucleación ha sido en muchos casos totalmente eliminada. Las únicas medidas de recuperación realistas se limitan a la descontaminación y rehabilitación de las propiedades básicas del suelo, así como a un ajardinamiento o revegetación que reduzca el impacto paisajístico. En otros casos, como el de actividades extractivas, realizadas en el medio natural, es posible la restauración ecológica, aunque a menudo ésta choca con impedimentos topográficos como en cortas mineras, pantanos y terreras, en las que es necesaria una preparación del terreno encaminada a crear perfiles

suaves y estables para reducir el impacto paisajístico, lo que encarece en gran medida las tareas de restauración.

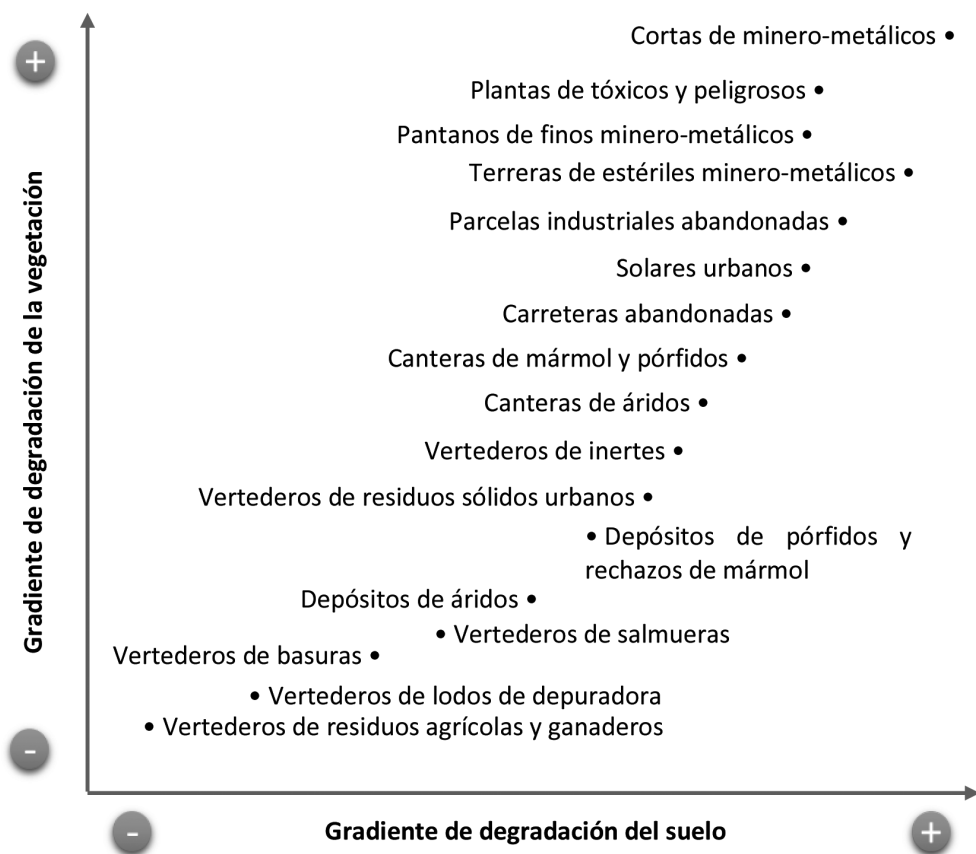


Figura 2.8. Nivel relativo de degradación del suelo y la vegetación en suelos urbanos, industriales e infraestructuras de comunicación.

Dentro de esta categoría también se incluyen las vías de transporte y comunicación (carreteras, caminos, ferrocarriles, redes eléctricas, vías de saneamiento, gaseoductos, etc.), que conectan áreas urbanas e industriales atravesando zonas rurales, agrícolas o naturales (Figura 2.8). La construcción de estas infraestructuras genera un impacto severo o extremo sobre el suelo y la cubierta vegetal. No obstante, algunas de ellas llevan aparejado un proyecto de restau-

ración o acondicionamiento ambiental, con el objetivo de tamponar el impacto paisajístico y disminuir los impactos sobre flora y fauna. En otros casos, es el propio proceso de regeneración natural el que reduce el impacto causado por la construcción de la infraestructura. Esto se ve favorecido por la estructura lineal de muchas de estas obras (ej. redes de saneamiento, gaseoductos, etc.), lo que favorece la recolonización natural cuando la matriz paisajística que atraviesan tiene un alto grado de naturalidad (Figura 2.9).



Figura 2.9. Taludes de carretera en la autovía RM-15 a su paso por Bullas. La vegetación Ruderal ha colonizado de modo natural tanto el talud de orientación Sur (predominio de *Piptatherum miliaceum* con *Plantago albicans*) como el talud Norte (*Piptatherum miliaceum* con *Dittrichia viscosa*) 15 años después de su construcción.

2.5.2 Degradación por abandono de sistemas agrícolas y forestales

El abandono de sistemas agrícolas y forestales genera situaciones de degradación con impacto variable, generalmente de moderado a severo (Tabla 2.2; Figura 2.10). Las técnicas de preparación del terreno con maquinaria pesada han generado en sistemas agrícolas y forestales de gran fragilidad física y ecológica superficies con horizontes orgánicos poco profundos o inexistentes, de difícil recolonización por la vegetación natural circundante (laboreo en pendiente, terrazas de plantación, terraplenes y taludes entre terrazas, cárcavas por rotura de terrazas, colapso de diques de laminación, etc.) (Figura 2.11). Algunas de estas zonas muestran tasas de erosión superiores a las de zonas próximas no repobladas (Ortigosa 1991; Bellot et al. 2001; Chirino et al. 2006).

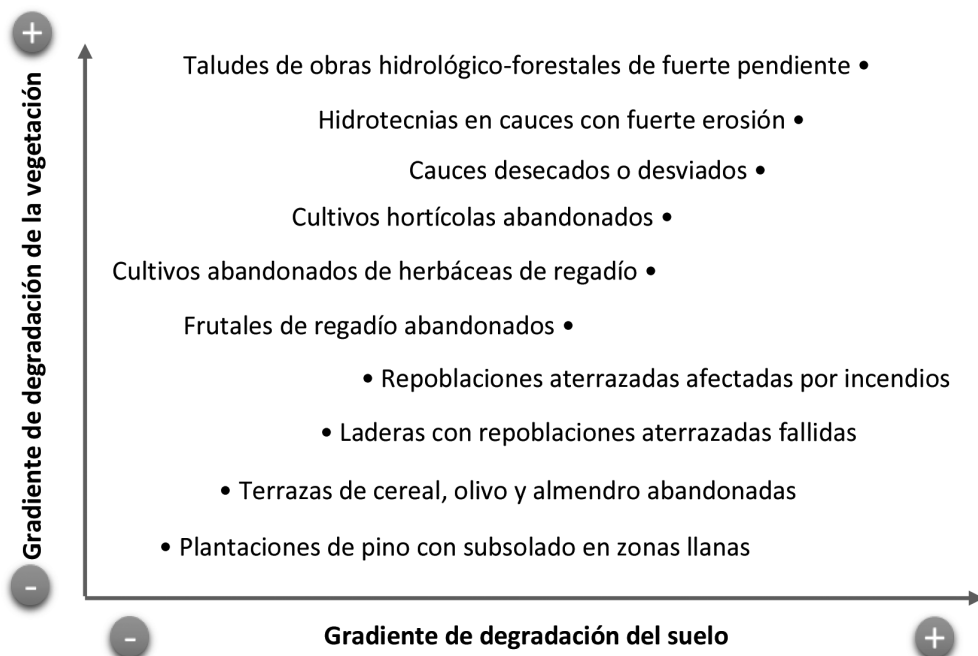


Figura 2.10. Nivel relativo de degradación del suelo y la vegetación en sistemas agrícolas y forestales abandonados.

Muchas repoblaciones de pino carrasco (*Pinus halepensis*) han generado en áreas semiáridas paisajes artificiales, biológicamente empobrecidos, en los que se ha constatado una ralentización de los procesos de desarrollo del suelo (Ruiz-Navarro et al. 2009) y del proceso natural de recolonización vegetal mediada por la interferencia generada por el pino (Maestre y Cortina 2004; Navarro-Cano et al. 2009). Además, los campos abandonados y las plantaciones forestales fallidas suponen una transformación sustancial de la estructura y conectividad del paisaje a nivel de flujos de escorrentía y sedimentos. En estos casos es necesario trabajar no solo en la reducción de la erosión del suelo y la exportación de sedimentos por escorrentía, mediante revegetación (Lesschen et al. 2007; Meerkerk et al. 2009), sino también en la aplicación de técnicas de restauración ecológica encaminadas a recuperar las funciones básicas para el automantenimiento de las comunidades biológicas que interactúan en el proceso de sucesión vegetal.



Figura 2.11. El laboreo en pendiente para cultivo sobre suelos margosos puede producir procesos severos de erosión en ladera, que se ven acentuados si se produce el abandono de la tierra y la vegetación natural de la matriz paisajística está muy degradada. En la imagen, cultivos extensivos de cereal en Bni Hadifa (Marruecos).

2.5.3 Degradación por uso extensivo del monte, de sistemas agropecuarios y forestales

El uso extensivo del monte, de sistemas agropecuarios y forestales genera situaciones de degradación con impacto ligero a moderado (Tabla 2.2; Figura 2.12). Incluye todos los sistemas en los que no hay una transformación directa del suelo, o bien es ligera o moderada, y las principales afecciones se dan directamente sobre la vegetación concurrente, que es eliminada para mejorar la productividad del sistema o sufre pisoteo o ramoneo por ganado (Figura 2.13). A menudo se trata de áreas con baja densidad de población, que han sufrido cierta degradación secular por aprovechamientos tradicionales del monte, antiguos campos extensivos de cereal abandonados, que han sido colonizados por la vegetación ruderal, campos agrícolas de secano y repoblaciones forestales de más de 50 años, que se realizaron con anterioridad a la introducción de maquinaria pesada en el campo.

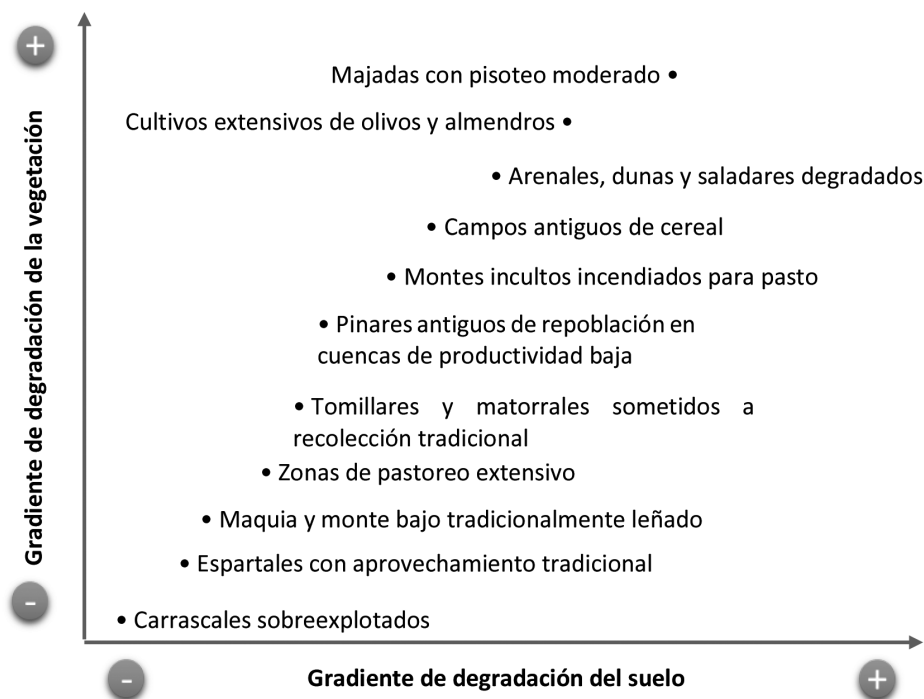


Figura 2.12. Nivel relativo de degradación del suelo y la vegetación por uso extensivo del monte, y de sistemas agropecuarios y forestales.

En estos ambientes el suelo se ha empobrecido en superficie pero en muchos casos existen manchas remanentes de vegetación potencial o de etapas de degradación tempranas en zonas vecinas, que pueden facilitar la recolonización vegetal a medio o largo plazo. Eventualmente se producen situaciones de degradación extrema asociada a estos usos, como en las inmediaciones de majadas cercanas a granjas ganaderas. Estos puntos se asimilan más a una degradación por actividad industrial, por lo que deben ser tratados como tales.

2.5.4 Degradación por efecto del cambio climático

La degradación por efecto del cambio climático puede afectar transversalmente a cualquiera de los tipos anteriores, acelerando el proceso de degrada-



Figura 2.13. El uso extensivo del monte para pasto supone un impacto muy ligero para el suelo y la vegetación cuando la cabaña ganadera presenta bajas densidades, como en esta imagen de la Sierra de Segura (Jaén).

ción, sobre todo en situaciones cercanas al umbral mínimo de respuesta de un ecosistema ante estreses físico-climáticos. Algunos ejemplos de posibles afecciones negativas del cambio climático sobre ambientes degradados son: las migraciones latitudinales de especies, de las que ya existen pruebas inequívocas (Lavergne et al. 2006), las invasiones de exóticas introducidas, que generan reajustes funcionales en los ecosistemas (Gritti et al. 2006) o el desplazamiento altitudinal del óptimo ecológico en taxones de pisos bioclimáticos inferiores (Parolo y Rossi 2008). En estas situaciones el rápido cambio climático que se está produciendo obliga a:

- a) un reajuste del modelo de restauración ecológica, para prever descensos en el umbral de respuesta de un ecosistema ante el proceso de degradación, lo que obligará a realizar reajustes en la metodología restauradora para cada situación de degradación,

- b) reajustar la selección de especies de plantación para incluir especies con requerimientos de nicho ecológico coincidentes con las condiciones microclimáticas actuales o previstas a corto-medio plazo,
- c) desechar para la plantación especies muy exigentes en cuanto a condiciones termo-hídricas, en las que actualmente ya no se observe establecimiento natural en las inmediaciones del sitio a restaurar, o se observen mortandades generalizadas,
- d) estimar cuál puede ser el resultado de nuevas interacciones entre especies que no habían interactuado hasta la fecha o que sólo tenían un papel marginal en el sistema, sobre todo si se trata de especies alóctonas,
- e) evaluar la posibilidad de que exista desacoplamiento fenológico entre interacciones tanto generalistas como especialistas, por ejemplo entre determinadas especies vegetales y sus polinizadores.

3. Modelos de restauración aplicables a ambientes degradados en ambientes semiáridos

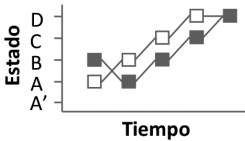
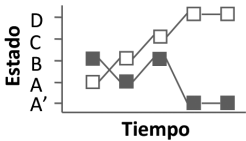
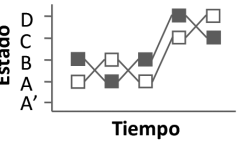
3.1 Restauración y sucesión ecológicas, y ecosistema de referencia

La restauración ecológica es el proceso de intervención para la recuperación de un ecosistema que ha sido destruido, dañado o degradado. Es una actividad intencionada, que activa o acelera la dinámica de un ecosistema con respecto a su salud (funciones), integridad (composición y estructura) y sostenibilidad (resistencia a la perturbación y resiliencia) (Society for Ecological Restoration 2005).

La sucesión ecológica es la base sobre la que se asienta la estructura y objetivos de la restauración ecológica (Young 2000), por lo que ambas comparten los principios básicos de la teoría ecológica (Margalef 1968; Bradshaw 1987). A lo largo del siglo XX se han planteado diversos modelos de sucesión en el marco de la teoría ecológica (Walker y del Moral 2003). Sin embargo, la necesidad de contar con un modelo de sucesión predecible para su aplicación en restauración ha llevado al predominio de la idea de un estado clímax del ecosistema, tanto en estudios sucesionales como en proyectos de restauración (Hilderbrand et al. 2005). Esto se manifiesta, por ejemplo, en el tipo de especies utilizadas y en la imagen objetivo que se desea alcanzar. Así, la dominancia oligoespecífica que se produce en los paisajes vegetales extratropicales conduce a una equivocada percepción de las comunidades como agregados de especies características y diferenciales, incluso por parte de los ecólogos de la restauración (Balaguer 2002). En este sentido, hay que tener en cuenta que la rareza inherente es una cualidad consustancial a cualquier comunidad vegetal (Maina y Howe 2000). De hecho, la pérdida de especies, aunque sean funcionalmente redundantes, aumenta la probabilidad de extinción del grupo funcional, con la repercusión que este fenómeno puede tener sobre la estabilidad de un ecosistema (Fonseca y Ganade 2001).

Actualmente existen tres teorías generales sobre la sucesión en ecosistemas: a) teoría del equilibrio, b) teoría del equilibrio múltiple y c) teoría del no equilibrio. Cada una de ellas realiza asunciones diferentes en cuanto a dirección, estabilidad, trayectoria, predictibilidad y factores clave en la sucesión. En la Tabla 3.1 se esquematizan los tres modelos de sucesión, de acuerdo con Suding y Gross (2006).

Tabla 3.1. Teorías generales sobre la sucesión en ecosistemas. Modificado a partir de Suding y Gross (2006).

	Equilibrio	Equilibrio múltiple	No equilibrio
Asunciones	Estado clímax, sucesión unidireccional, continua	Equilibrio, sucesión multidireccional, discontinua	No equilibrio persistente, sucesión no direccional, discontinua
Estabilidad	Un estado estable (clímax)	Más de un estado estable	Ningún estado estable
Trayectoria	Convergente	Cambios de régimen, colapsos	Divergente, detenida, cíclica
Predictibilidad	Alta, basada en atributos de especies	Moderada, posible pero difícil	Baja, dependiente de historia de eventos poco predecibles
Factores clave	Interacciones entre especies, desarrollo del ecosistema	Condiciones iniciales, retroalimentación positiva, papel en el paisaje	Dispersión casual, eventos estocásticos
Modelo general			

En un modelo de sucesión en equilibrio (Tabla 3.1) dos posibles estados iniciales (A y B) de un ecosistema acaban convergiendo en un estado estable (D), capaz, en ausencia de perturbaciones, de automantenerse. Es el estado clímax o potencial climatófilo, que se alcanza en ausencia de limitaciones

físicas (climáticas, geológicas, geomorfológicas). El modelo general presentado en la Tabla 3.1 puede sufrir modificaciones en función de los condicionantes físico-climáticos locales, dando lugar a otros estados estables (ej. comunidades edafoxerófilas, propias de ambientes rupícolas o subrupícolas, comunidades riparias, comunidades permanentes edafohalófilas, propias de saladares, etc.).

El modelo de sucesión en equilibrio múltiple (Tabla 3.1) postula que dos posibles estados iniciales (A y B) pueden evolucionar por caminos diferentes, hasta alcanzar estados estables distintos (D y A'). Asume que pequeños cambios de partida en las variables que rigen la dinámica del ecosistema provocarán cambios de régimen o colapsos en la trayectoria, que pueden llevar a un nuevo estado estable en cada caso (A'). El modelo dinámico de no equilibrio (Tabla 3.1) predice trayectorias diferentes a partir de dos estados iniciales (A y B), que vienen determinadas por la historia de eventos estocásticos que producen una sucesión no direccional y discontinua. Este modelo lleva siempre a estados inestables y diferentes en función de la situación espacio-temporal de partida.

La elección del modelo de sucesión previsto para el sitio a restaurar es fundamental a la hora de determinar el ecosistema de referencia. Asumiendo un modelo de equilibrio o equilibrio múltiple, el ecosistema de referencia es el estado que se pretende alcanzar a corto o medio plazo tras la restauración y que se prevé siga una trayectoria sucesional que pueda culminar a largo plazo en uno o varios posibles estados estables. Por lo tanto, el ecosistema de referencia no tiene por qué coincidir con un estado estable del ecosistema, pero debe tener los atributos de salud, integridad y sostenibilidad que promuevan la trayectoria natural del sitio hacia un estado estable en ausencia de perturbaciones. El modelo dinámico de no equilibrio asume la ausencia de un estado estable. Su impredecibilidad dificulta su aplicación en restauración en sentido estricto, al no permitir por definición la evaluación a medio o largo plazo. No obstante, puede ser aplicado en proyectos de rehabilitación o biorremediación, que tan solo pretenden recuperar un entorno físico y/o mejorar sus funciones en términos de productividad, sin pretensiones de recuperar la composición y estructura natural de las comunidades biológicas, o de reconducir el ecosistema hacia una trayectoria natural sostenible.

La elección del ecosistema de referencia plantea, además de la selección del modelo de sucesión a seguir, otro problema conceptual: ¿qué grado de naturalidad queremos que tenga esa referencia? Intentar reproducir mediante restauración ecológica un ecosistema primigenio requiere, además del sustrato socioeconómico adecuado, un conocimiento histórico y paleoecológico que en raras ocasiones se tiene. Además, el proceso de cambio global en el que nos encontramos obliga a replantearse la potencialidad o sostenibilidad de lo que hasta ahora considerábamos estado estable de un ecosistema. En el caso de elegir como referencia un ecosistema existente en la actualidad podemos caer también en el error de considerar como estable un ecosistema que no se encuentra en su óptimo ecológico, que es fruto de factores antrópicos modernos y que puede igualmente derivar en otro estado muy diferente por efecto del cambio global o de cambios socioeconómicos regionales (Harris y van Diggelen 2006). Por lo tanto, a la hora de elegir el ecosistema de referencia es necesario valorar la calidad de la información con la que se cuenta, tanto sobre la historia de cambios como sobre futuros escenarios ambientales y socioeconómicos que puedan afectar al sitio de restauración.

Los objetivos de un proyecto de restauración estarán basados en el ecosistema de referencia. Así mismo, la evaluación del grado de restauración alcanzado, una vez transcurrido un tiempo estipulado tras las obras, también se hará en función de ecosistema de referencia (capítulo 5). Los atributos generales que debe reunir un ecosistema restaurado son los siguientes (Society for Ecological Restoration 2004):

- a) El ecosistema restaurado presenta un ensamblaje de especies y una estructura al nivel de comunidad similar al ecosistema de referencia.
- b) Está integrado en su mayoría por especies autóctonas (subespecies, ecotipos) en el caso de ecosistemas naturales, con participación de especies exóticas domesticadas y no invasoras en el caso de ecosistemas sometidos a cierto aprovechamiento agropecuario o situados en áreas urbanas o industriales.

- c) Todos los grupos funcionales necesarios para el desarrollo autoecológico del ecosistema restaurado están presentes, o tienen el potencial para recolonizar el área desde zonas vecinas.
- d) Los rasgos físicos del ecosistema restaurado permiten el establecimiento de poblaciones reproductivas de las especies clave para la estabilidad o evolución del ecosistema en la trayectoria deseada.
- e) No se detectan fallos en las funciones básicas del ecosistema, de acuerdo con su fase de desarrollo.
- f) El ecosistema restaurado mantiene flujos abióticos y bióticos adecuados con la matriz paisajística dentro de la que se encuentra integrado.
- g) Se han eliminado o atenuado las amenazas de degradación sobre el ecosistema restaurado provenientes de los alrededores.
- h) El ecosistema restaurado muestra un grado de resiliencia que le permite soportar los estreses periódicos a los que se ve sometido de modo natural.

3.2. Pasado, presente y futuro de la restauración ecológica en España

Una retrospectiva de la restauración en España, en sus orígenes denominada simplemente repoblación o reforestación en el ámbito forestal, o rehabilitación o restauración ambiental en ambientes específicos con degradación severa o extrema (suelos contaminados, áreas mineras, etc.) nos lleva a establecer resumidamente los siguientes periodos:

- a) *Desde la antigüedad hasta mediados siglo XIX*: repoblaciones o plantaciones rudimentarias enfocadas a una imagen objetivo basada en una especie productora o protectora, que era plantada con medios manuales y con nula o escasa preparación del terreno.

- b) *Desde mediados del siglo XIX hasta la década de 1930*: introducción del diseño de repoblaciones pluriespecíficas enfocadas a reactivar la dinámica vegetal y reconstruir el bosque maduro; preparación del terreno con tracción animal o a mano.
- c) *Desde la posguerra civil hasta la década de 1980*: plantaciones monoespecíficas de coníferas resistentes a la sequía (Gil y Aránzazu 1993; Moreno 1999; Olarieta et al. 2000), de fácil cultivo y supuesto (aunque no contrastado) beneficio para la dinámica vegetal (Montero de Burgos y Alcanda 1993); aumento progresivo de la mecanización en la preparación del suelo; extensión de las terrazas forestales a partir de la década de 1970.
- d) *Desde finales de los 80 hasta finales de los 90*: periodo de reflexión tras las críticas vertidas a las repoblaciones clásicas (Esteve et al. 1990; Ortigosa 1991; García-Ruiz y Ortigosa 1992; Chaparro 1994; Herrero-Borgoñón y Rubio 1994; Williams et al. 1995) y las nuevas expectativas suscitadas por el Programa de Reforestación de Tierras agrarias de la Unión Europea; reducción de la superficie repoblada, abandono de las técnicas de aterrazado (Figura 3.1) y ampliación del espectro de especies a utilizar (MIMAM 2002); ensayo de nuevas técnicas de preparación del suelo; primeras grandes obras de ecoingeniería en ambientes mineros y obras civiles.
- e) *Desde finales de los 90 hasta el presente*: nuevas perspectivas desde la ecología de la restauración; diseño de modelos de bajo impacto sobre el suelo; diseño de microcuencas, uso de interacciones entre especies (facilitación, efecto nodriza, selección del microambiente de plantación, papel de dispersores); importancia de la selección de especies y producción de planta adaptados a ambientes semiáridos; proliferación de proyectos de restauración de ecosistemas con criterios ecológicos cofinanciados por programas europeos (LIFE, PRODER, FEDER, etc.); implicación de empresas causantes de la degradación de un ecosistema en su restauración (ej. restauración de canteras de yeso en Almería); primeros proyectos de restauración ecológica integral que incluyen evaluación a medio-largo plazo (ej. restauración del Río Guadamar tras el desastre de Aznalcóllar).



Figura 3.1. Repoblación de pino carrasco mediante ahoyado manual realizada en el Puerto del Garruchal (Murcia) durante la década de 1990. Normalmente los hoyos dan crecimientos más lentos que las terrazas, pero producen una perturbación mínima del terreno en ambientes fácilmente erosionables.

Durante el siglo XX, las experiencias de reforestación o restauración del monte en ambientes semiáridos, casi siempre con fines protectores, se han realizado en su mayoría sobre suelo forestal o con actividad agropecuaria marginal. En estas áreas los denominados proyectos de restauración hidrológico-forestal se han basado en la construcción de hidrotecnias en cauces y la plantación de pino carrasco (*Pinus halepensis*) a escala de cuenca, para luchar contra la erosión y regulación de escorrentías (Del Palacio 1999). En los últimos años han aparecido nuevos trabajos que señalan el escaso éxito de las repoblaciones forestales en términos de tasas de escorrentía, erosión, capacidad de retención de agua, biodiversidad y biomasa de distintos niveles tróficos, y dinámica del suelo (Bellot et al. 2001; Maestre y Cortina 2004; Chirino et al. 2006; Goberna et al. 2007; Ruiz-Navarro et al. 2009). A estos trabajos hay que añadir aquellos

que ahondan en la problemática desde una perspectiva socioeconómica y político-estratégica (García-Pérez 1999; Martínez-Fernández y Esteve 2005).

Por el contrario, son escasos los estudios que valoran positivamente el efecto del modelo clásico de repoblación en ambientes semiáridos, más allá de los referidos al desarrollo de la especie plantada o al efecto del método de preparación del terreno sobre las propiedades del suelo (ver por ejemplo Querejeta et al. 2001; Barberá et al. 2005). Sin embargo, existe todavía cierta inercia en el uso de estas técnicas de restauración, como muestra el manual *Restauración Hidrológico-Forestal de Cuencas y Control de la Erosión* (VV.AA. 1998), en el que existe un gran desequilibrio entre actuaciones de hidrotecnia y las de restauración de la vegetación. En los últimos años se han planteado nuevos modelos teóricos de rehabilitación de tierras amenazadas por la desertificación mediante el control a pequeña escala del agua de escorrentía en ladera. Es el caso del modelo basado en la oasisificación (Martínez de Azagra et al. 2004), que propone la preparación del terreno mediante microcuencas de captación calculadas para favorecer la infiltración del agua de escorrentía. Aunque el objetivo general deseado por el modelo de oasisificación no dista mucho del modelo forestal clásico, sus autores reconocen la posible idoneidad de elegir como imágenes objetivo para ambientes áridos, mosaicos de comunidades vegetales preforestales.

La detección de necesidades no satisfechas ha obligado a desarrollar nuevas técnicas de repoblación, denominadas ahora, de restauración ecológica o ambiental. En este sentido, se ha avanzado en diversos aspectos sobre la producción y calidad de la planta en vivero (Birchler et al. 1998; Barea y Honrubia 2004; Oliet et al. 2004; Cortina et al. 2006), en nuevos métodos de preparación del terreno y plantación (Navarro y Martínez 1996; De Simón et al. 2004; Barberá et al. 2005), así como en silvicultura preventiva (Bautista et al. 1996; González-Ochoa y De las Heras 2002; Baeza 2004; De las Heras et al. 2004). También se han incorporado a estas investigaciones numerosas especies autóctonas con potencial restaurador; principalmente frondosas xerofíticas como quercíneas, acebuche (*Olea europaea* ssp. *sylvestris*) o lentisco (*Pistacia lentiscus*) (Cortina

et al. 2004). Sin embargo, aún perdura cierta inercia del antiguo enfoque productivista al que aluden Castillo (1997) o García-Pérez (1999), tal y como prueba el hecho de que de las 456.188 hectáreas que se acogieron a las ayudas europeas para forestación de tierras agrarias en el periodo 1994-1999, 231.314 ha pertenecen principalmente *Quercus ilex* y *Q. suber*, 150.992 ha a coníferas, con 86.459 ha de masas monoespecíficas, en su mayoría de *Pinus halepensis* y tan solo 9.543 ha a otras especies arbóreas o arbustivas (MIMAM 2002).

La ecología de la restauración ha profundizado en los últimos años en el estudio de las relaciones interespecíficas para afianzar conocimientos sobre la dinámica de los ecosistemas, que permitan desarrollar nuevas técnicas de restauración ambiental. Trabajos como los de Callaway (1992, 1995) han servido para aplicar las relaciones entre plantas, principalmente la facilitación, para la introducción de especies nativas aprovechando microambientes creados por otras especies (García et al. 2000; Castro et al. 2002; Maestre et al. 2001, 2003; Barberá et al. 2006). La mayoría de estos trabajos se han desarrollado en el marco de los ambientes áridos y semiáridos, en donde el problema de la escala temporal a la que se desarrolla la sucesión (Cody 2000; Van den Berg y Kellner 2005) y el reducido éxito de las técnicas de repoblación clásicas (Maestre y Cortina 2004) hacen más conspicua la necesidad de aplicar técnicas de restauración desde una base ecológica.

Las complejas interrelaciones entre especies, no solo planta-planta sino también entre niveles tróficos distintos (Zamora et al. 2004; Reynolds et al. 2003; Walker y del Moral 2003), así como las interrelaciones mediadas por una tercera especie o grupo de especies (Orrock et al. 2003; De Deyn et al. 2003; Wilby y Shachak 2004) ponen de manifiesto la necesidad de profundizar en el estudio de la dinámica de las comunidades de modo integrado (Connell y Slatyer 1977; De Deyn et al. 2003). En este sentido, diversos estudios destacan la importancia de los agentes dispersores y el microhábitat de dispersión en la demografía y autoecología de especies de plantas leñosas características de estados sucesionales avanzados (Wunderle 1997; García-Fayos y Verdú 1998; Rey y Alcántara 2000; Jordano y Schupp 2000; García et al. 2001).

Por otro lado, la fase de plántula representa el principal cuello de botella para la dinámica poblacional de una especie (Harper 1977; Grubb 1977; Kitajima y Fenner 2000). Por tanto, se puede señalar el periodo que abarca desde la dispersión de las diásporas hasta el reclutamiento y crecimiento temprano de plántulas como el más crítico en el ciclo biológico de una planta (Wang y Smith 2002; Walker y Del Moral 2003; Young et al. 2005; Münzbergová y Herben 2005). Sin embargo, la limitación en la llegada de semillas, emergencia y supervivencia de plántulas no sólo tiene consecuencias para la especie en cuestión, sino que puede condicionar la riqueza específica local y la productividad primaria de la comunidad (Zeiter et al. 2006). El esfuerzo creciente en la investigación del papel de la limitación de semillas y plántulas en la estructura de las comunidades vegetales y los mecanismos de coexistencia de especies se hace extensible a la ecología de la restauración (Young et al. 2005). Actualmente se desaconseja el uso de semillado para la repoblación en ambientes semiáridos (Serrada 1993), debido a las limitaciones impuestas por diversos factores físicos (estrés hídrico, irregularidad climática) y biológicos (alta tasa de depredación, competencia temprana con otras especies vegetales). Sin embargo, las posibilidades de aplicación de las interacciones positivas entre especies dentro del ámbito de la ecología de la restauración abren nuevas perspectivas. La incorporación de



Figura 3.2. Ensayos de siembra directa en micrositio utilizando las macollas de esparto como islas de recursos, en el espartal de la Venta del Olivo (Cieza, Murcia). En la imagen de la izquierda se indica la posición de los dos micrositios ensayados; en la de la derecha se aprecian dos plántulas de *Rhamnus lycioides* emergidas en el micrositio “esparto”.

conceptos como el de islas de fertilidad o de recursos (Garner y Steinberg 1989; Pugnaire et al. 1996; Bochet et al. 1999) o el uso de plantas nodriza (Gómez-Aparicio et al. 2004; Padilla y Pugnaire 2006) obligan a replantear la utilidad de las siembras en combinación con la selección de micrositios de facilitación (Barberá et al. 2006), ante la necesidad de buscar técnicas de restauración de mínimo impacto (Figura 3.2). Al mismo tiempo, la incorporación a la ecología de la restauración de las técnicas de siembra directa a escala de micrositio puede aportar un conocimiento fundamental sobre las reglas de ensamblaje de los ecosistemas y, por tanto, los factores de control de la dinámica vegetal (Münzbergová y Herben 2005).

3.3 Tipos de restauración ecológica

El grado de restauración admisible por un ecosistema está determinado por el agente de degradación, el tipo y el nivel de degradación. Estos factores, a menudo junto con la capacidad presupuestaria, determinan el modelo de restauración ecológica. Se reconocen tres modelos generales de restauración (Society for Ecological Restoration 2005):

- a) *Recuperación* de un ecosistema degradado (cambios leves o graduales que reducen su composición, estructura y funcionalidad ecológica) o dañado (cambios drásticos) a su estado anterior. Algunos ejemplos de ecosistemas susceptibles de recuperación son los bosques sometidos a leñado o cortas de baja o mediana intensidad, áreas adehesadas afectadas por el ganado, fruticedas de arbustos, matorrales y pastizales con aprovechamiento tradicional, cultivos marginales abandonados (Figura 3.3)
- b) *Sustitución* de un ecosistema totalmente destruido (degradación o daño que ha eliminado casi toda la vida macroscópica y ha destruido el ambiente físico). El nuevo ecosistema debe ser reconstruido en su totalidad. Las sustituciones son comunes en zonas afectadas por actividades mineras, industriales o por urbanización en donde se mantiene una matriz pai-

sajística con elementos naturales. A menudo no consigue reproducir con exactitud la composición del ecosistema de referencia pero sí recuperan, al menos parcialmente, su funcionalidad y estructura (Figura 3.3)

- c) *Transformación* de un ecosistema en otro diferente, o en otro tipo de uso de suelo existente en la misma región biogeográfica, al ser totalmente eliminado el ecosistema original, cuya matriz paisajística también ha sido irreversiblemente alterada. El caso más habitual es el de zonas verdes de áreas urbanas en donde, por ejemplo, las condiciones hidrológicas originales o el perfil de suelo no pueden restaurarse. También se aplica en el caso de cortas mineras con cambios abruptos en el perfil topográfico, o depósitos de residuos mineros que se requieren eliminación o sellado por su elevada toxicidad (Figura 3.3).

A los tres modelos generales de restauración se debe añadir la restauración pasiva o sucesión espontánea (del inglés *spontaneous succession*), que debe ser siempre contemplada como la opción cero en restauración ecológica. Consiste en dejar actuar sin intervención alguna el proceso natural de sucesión ecológica que se inicia en todo ecosistema degradado tras el cese del agente de degradación. La restauración pasiva ha sido a menudo ignorada en la ecología de la restauración, si bien, durante la última década viene siendo aplicada en ambientes degradados centroeuropeos, como pastizales manejados, graveras, canteras, minas de carbón, turberas, etc. (Prach et al. 2013). Estos ambientes en restauración a menudo admiten un cierto manejo para favorecer una imagen objetivo concreta, que no tiene por qué incluir solamente plantaciones con especies de interés sino manejo de las interacciones con polinizadores, herbívoros, etc. (Figura 3.4). En términos coste/beneficio está especialmente aconsejada en aquellos sitios degradados que mantienen cierta productividad y con niveles de estrés intermedios, por lo que el propio capital natural del sitio produce niveles de recuperación aceptables en un tiempo razonable (Prach y Hobbs 2008). En ambientes semiáridos no existen muchas experiencias de restauración pasiva intencionada, pero la desidia de propietarios o autoridades y la ralentización burocrática han convertido en auténticos laboratorios naturales



Figura 3.3. Ejemplos de los tres tipos de restauraciones: A) Recuperación para mejora del hábitat del lince ibérico en Andújar (Jaén); B y C) Sustitución en un depósito de residuos de lavado de mineral de la Sierra Minera de La Unión (Murcia) en el que en el marco del Proyecto MIPOLARE (<http://www.mipolare.eu/>), se ha realizado en la zona llana una enmienda mixta con purín de cerdo y polvo de caliza, seguido de plantaciones de distintas especies adaptadas a los sustratos mineros, y fajinas en los taludes del depósito; D) Transformación de una cantera de caliza ornamental abandonada en un auditorio teatral al aire libre (D) y refugio de anfibios mediante la creación de puntos de agua (E) en Pinoso (Alicante). Fotos D y E: J.C. Monzó.



Figura 3.4. Cantera en explotación de HeidelbergCement en Regensburg (Alemania) (A). Se está aplicando una restauración secuencial en sectores de la cantera ya clausurados, para favorecer el desarrollo de pastizales. Para ello se intenta atraer polinizadores mediante la colocación de hábitats de cría adecuados para abejas (B). También se usa ganado en rotación por parcelas para favorecer el pastizal (C). Cantera de áridos abandonada en Regensburg (Alemania). Los actuales propietarios han apostado por la restauración pasiva y han convertido la cantera en una reserva, debido al desarrollo natural de pastizales calcícolas secos con elementos florísticos y faunísticos raros en el contexto nacional. Existe un programa de monitoreo de esas especies en la reserva. El sitio es también un punto de interés geológico por sus formaciones fosilíferas.

de restauración pasiva muchos ecosistemas degradados, incluso en condiciones de estrés abiótico severo. En este sentido, incluso en ambientes artificiales con condiciones de partida extremas, como por ejemplo depósitos de residuos minero-metalíferos existen indicios de activación de la sucesión espontánea y recuperación de la vegetación relativamente rápidos, como los mostrados en las Figuras 4.2 y 5.2.

Existen otro tipo de intervenciones (Walker y del Moral 2003; Society for Ecological Restoration 2005) a medio camino entre una reutilización del suelo y una restauración ecológica *sensu stricto* (recuperación o sustitución). Así, el término anglosajón *reclamation* (estabilización) define una serie de acciones para estabilizar físicamente el terreno y revalorizar en términos económicos un lugar. Raramente utiliza ecosistemas autóctonos como referencia, pero el ecosistema creado puede automantenerse. El término *reallocation* (reasignación) se refiere al manejo de un ecosistema para su reutilización como otro tipo de uso de suelo, con el objetivo de mejorar su funcionalidad. A menudo rompe la trayectoria sucesional del ecosistema previo. Las acciones de *rehabilitación* tratan de reparar a corto plazo las funciones de un ecosistema dañado, principalmente su productividad, mediante el uso de especies autóctonas que actúen como fitoestabilizadoras y reactivadoras de los procesos planta-suelo. Sin embargo, no pretenden un objetivo dinámico a largo plazo. La *mitigación* trata de compensar cierto daño ambiental producido por la ejecución de un proyecto. Por último, la *biorremediación* consiste en el uso de especies tanto vegetales como microbianas (no tienen por qué ser autóctonas) para reducir la toxicidad de un suelo contaminado. La biorremediación que utiliza en lo posible material autóctono o alóctono no invasor puede integrarse como una etapa más dentro de un modelo de restauración de tipo sustitución o transformación. Así mismo, acciones de estabilización, reasignación o rehabilitación también pueden contemplarse como un paso inicial dentro de un modelo de restauración que contemple otras etapas posteriores encaminadas a reconducir la dinámica natural de un lugar hacia un ecosistema de referencia natural y sostenible.

En ambientes urbanos se da la paradoja de que a menudo no existe una matriz natural o seminatural en el paisaje, más allá de la que ofrecen algunos parques y jardines de diseño clásico o con vocación naturalística. Por esa razón no se suele aplicar el término restauración ecológica en este ámbito. Sin embargo en muchos países económicamente desarrollados, como en el centro y norte de Europa se ha desarrollado toda una cultura en favor de la naturación urbana, que pretende no solo una recuperación paisajística de zonas verdes en el corazón de las ciudades, sino la recreación de ecosistemas naturales en miniatura sobre sustratos artificiales como tejados, azoteas y muros (conocidos en inglés como *green roofs* y *green walls*). Numerosos estudios demuestran que este tipo de proyectos consiguen recrear funciones ecosistémicas importantes (incremento de la biodiversidad, provisión de polinizadores, regulación de flujos de materia y energía, ciclado de nutrientes, termorregulación, etc.) (Oberndorfer et al 2007). Por estas razones bien pueden considerarse proyectos de restauración ecológica de transformación en miniatura. Este tipo de iniciativas son todavía



Figura 3.5. Uno de los escasos ejemplos de tejados verdes en la ciudad de Valencia, en el barrio del Cabañal. Situación antecedente y tres años después de las obras (Fte: Google Earth).

anecdóticas en ambientes urbanos de climas semiáridos, por ejemplo de la Península Ibérica.

Con el propósito de asistir en la toma de decisiones en la Tabla 3.2 se ordenan, de acuerdo con el modelo de restauración más apropiado, las situaciones de degradación identificadas en ambientes semiáridos. No obstante, factores limitantes como el presupuesto disponible, el grado de aceptación del nuevo uso por parte de la población, y sobre todo, el grado de alteración física del terreno, tanto del relieve como del perfil de suelo, condicionarán la actuación de restauración, pudiendo ser necesario descender un nivel en el grado de restauración deseado, o aumentarlo, cuando exista la coyuntura adecuada.

A modo de ejemplo, en la Figura 3.6 planteamos un esquema conceptual que permitiría determinar el modelo de restauración más apropiado para depósitos de lavado de residuos minero-metálicos. En función de la existencia de riesgos para la población y de la presencia de una matriz paisajística natural podría optarse por llevar a cabo un proyecto de restauración de tipo sustitución o transformación. La sustitución podría ser pasiva, en caso de que se detectara una sucesión espontánea hacia el ecosistema de referencia y cuando existieran riesgos por el uso de maquinaria pesada. Alternativamente podría optarse por una sustitución activa que, de menor a mayor grado de intervención, conllevara la restauración de hábitats concretos (ej. mediante la plantación de sus especies características), la fitoestabilización del depósito o la rehabilitación del ecosistema. El tipo de sustitución vendría determinado por el presupuesto, la posibilidad de emplear métodos de mecanización más o menos severos, la necesidad de tratar los taludes o de emplear enmiendas, entre otros factores. En los casos en los que se necesitara una intervención más severa, por ejemplo por la existencia de riesgos para la población, se llevaría a cabo una transformación mediante el sellado del depósito o la eliminación de los residuos. En este caso, en la toma de decisiones habría que considerar la disponibilidad presupuestaria, el tipo de impermeabilización necesario, el mantenimiento del sellado, la capacidad para almacenar y gestionar residuos, entre otros factores. Tras las acciones de transformación sería posible emprender

Tabla 3.2. Asignación de modelos de restauración a situaciones de degradación en ambientes semiáridos.

Recuperación	Sustitución	Transformación
Repoblaciones aterrazadas afectadas por incendios	Depósitos de residuos de lavado minero-metálicos ↓	Cortas mineras
Laderas con repoblaciones aterrazadas fallidas ↓	Terreras de estériles minero-metálicos	Plantas de tóxicos y peligrosos
Terrazas de cereal, olivo y almendro abandonadas	Carreteras abandonadas ↓	Parcelas industriales abandonadas
Plantaciones de pino con subsolado en zonas llanas	Vertederos de inertes ↓	Solares abandonados
Cultivos extensivos de olivos y almendros	Vertederos de residuos sólidos urbanos ↓	Canteras de mármol y pórfidos ↑
Arenales, dunas y saladares degradados ↓	Depósitos de pórfidos y rechazos de mármol	Canteras de áridos ↑
Campos antiguos de cereal	Depósitos de áridos	Cauces desecados o desviados ↑
Montes incultos incendiados para pasto ↓	Vertederos de salmueras ↓	
Pinares antiguos de repoblación en cuencas de productividad baja	Vertederos de basuras ↓	
Tomillares y matorrales sometidos a recolección tradicional	Vertederos de lodos de depuradora ↓	
Zonas de pastoreo extensivo	Vertederos de residuos agrícolas y ganaderos	
Maquia y monte bajo tradicionalmente leñado	Taludes de obras hidrológico-forestales de fuerte pendiente ↑	
Espartales con aprovechamiento tradicional	Hidrotecnias en cauces con fuerte erosión ↑	
Carrascales sobreexplotados	Cultivos hortícolas abandonados	
	Cultivos abandonados de herbáceas de regadío	
	Frutales de regadío abandonados	
	Majadas con pisoteo moderado ↑	

↓ situaciones que por presupuesto limitado, riesgo para la población, cambio geomorfológico abrupto, alteración de dinámica hidrológica o matriz paisajística urbana o industrial es preferible restaurar según el modelo inmediatamente inferior (recuperación que acaba en sustitución ó sustitución que acaba en transformación)

↑ situación inversa: ambientes que en condiciones normales son objeto de transformación o sustitución, pero que por disponibilidad presupuestaria, ausencia de transformación física severa, etc.) pueden ser sometidos a sustitución o recuperación respectivamente

medidas de sustitución. Debe considerarse que en muchos casos, las soluciones intermedias, que combinan la restauración pasiva con la recuperación activa de algunos elementos concretos del ecosistema de referencia a través de intervenciones ajustadas al nivel de degradación y la capacidad de respuesta del ecosistema degradado pueden ser las más eficientes (Walker et al. 2014).



Figura 3.6. Ejemplo del proceso de toma de decisiones para seleccionar el modelo de restauración más apropiado para depósitos de lavado de residuos minero-metálicos.

3.4. Diseño general de un proyecto de restauración ecológica

La identificación de un ecosistema degradado antecede a la voluntad, necesidad u obligación legal de recuperarlo a un estado previo. Una vez tomada la decisión de intervenir, al diseño de un proyecto de restauración le preceden una serie de tareas. A continuación se hace una propuesta de máximos basada en las recomendaciones técnicas de la Society for Ecological Restoration (2005). En

función del proyecto es posible prescindir de alguna de las recomendaciones que se relatan a continuación:

- a) Elección de la entidad redactora y supervisora de la ejecución del proyecto,
- b) Recogida de información existente sobre el estado actual del medio físico y biológico de la zona de estudio. Redacción de nuevos estudios si no existe información detallada,
- c) Recogida de información histórica y cartográfica sobre la evolución del ecosistema de estudio: evolución de la vegetación, cambios de uso, actividades relacionadas con el medio biológico. Licitación de nuevos estudios si no existe información detallada,
- d) Elaboración de un seguimiento previo a la intervención. Debe prolongarse durante al menos un año y consiste en la medida, al menos estacional, de parámetros físico-químicos de suelo y agua, de actividad biológica edáfica, vegetal y faunística, y de medidas de funcionamiento del ecosistema, tales como balances de nutrientes, actividad biológica, producción de biomasa, biodiversidad y redes tróficas,
- e) Establecimiento del ecosistema de referencia. Viene determinado por el análisis de la información existente sobre el estado previo a la degradación de la zona de estudio, así como la evolución (o regresión) del ecosistema desde su perturbación hasta la actualidad. Requiere de un estudio a escala local y regional para determinar las especies e interacciones clave en cada etapa sucesional y las situaciones particulares derivadas de eventos estocásticos, que pueden dar lugar varios estados potenciales para una misma etapa sucesional,
- f) Realización de ensayos piloto para conocer los requerimientos autoecológicos de las especies clave y los métodos de implantación más efectivos,
- g) Preparación de una lista de objetivos para alcanzar el ecosistema de referencia mediante un proyecto de restauración.

Una vez generada la información mencionada, se puede redactar con ciertas garantías el proyecto de restauración. No obstante, de acuerdo con lo expuesto en el apartado 3.7, conviene valorar la necesidad de incluir un estudio de la percepción social del problema por parte de la población local y usuarios de la zona. Asimismo, puede ser necesario incluir a la población local en las tareas de ejecución del proyecto, o al menos contemplar medidas de divulgación o educación ambiental entre distintos colectivos vinculados a la zona a restaurar. El proyecto de restauración debe incluir los siguientes apartados (Society for Ecological Restoration 2004):

- a) Explicación argumentada acerca de los motivos por los que es necesaria la restauración del ecosistema seleccionado. Se debe definir el tipo de degradación que sufre, sus consecuencias para el funcionamiento del ecosistema y la matriz paisajística a la que pertenece,
- b) Descripción ecológica exhaustiva del lugar a restaurar,
- c) Exposición concreta de los objetivos del proyecto de restauración,
- d) Elección y descripción del ecosistema de referencia,
- e) Explicación acerca del modo en que la restauración se integrará en el conjunto del paisaje y sus flujos de materia y energía,
- f) Programa de actuaciones y presupuesto desglosado para cada una de las fases: preparación del terreno, introducción de especies, manejo temprano y corrección de desviaciones de la trayectoria predicha,
- g) Sistema de seguimiento del éxito de cada una de las fases con estándares de verificación de calidad de la obra, para la evaluación objetiva de la restauración. Es importante incluir controles (parcelas no restauradas) dentro del área a restaurar,
- h) Programa de estrategias de protección y mantenimiento del ecosistema restaurado. Más que actuaciones de mantenimiento dentro del área restaurada se trata de sistemas de control para evitar amenazas internas o externas que pueden degradar de nuevo el ecosistema en restauración,

Las acciones de restauración comienzan con la preparación del suelo. Esta primera fase puede requerir, según el proyecto, medidas como la reducción de la pendiente de ladera, creación de terrazas y obras de estabilización de taludes (sólo en cortas o taludes pronunciados, en una matriz paisajística de tipo industrial o urbano), hidrotecnias puntuales para la estabilización de cauces o reducción de la acción erosiva del agua (diques, escolleras, gaviones, etc.), un aporte de suelo y/o enmiendas (pendientes moderadas o suaves sobre zonas donde ha desaparecido el perfil de suelo), laboreo superficial, ahoyado, etc. (Figura 3.7). En el caso de que el proyecto de restauración sólo incluya refuerzo o manejo de especies en ambientes naturales o seminaturales (siembras, creación de bancos de semillas, desbroces selectivos, colocación de perchas artificiales, etc.) no será necesaria preparación del terreno alguna.

La segunda fase requiere de acciones para la introducción de especies o grupos de especies seleccionadas. La plantación debe partir de material seleccionado y cultivado de acuerdo con los requerimientos del sitio a restaurar. Ésta puede hacerse usando planta propagada en vivero y/o semillas de procedencia conocida. En determinados casos (ausencia de polinizadores o dispersores) puede ser necesaria la introducción, atracción o control de animales cruciales en el ciclo de vida de especies vegetales clave en el proceso de restauración. En la Tabla 3.3 se presentan algunas acciones que pueden ayudar a satisfacer los objetivos de la restauración, según el caso de estudio. Tras la introducción de especies, pueden ser necesarias algunas acciones de manejo a corto plazo que permitan la supervivencia temprana, aclimatación o desarrollo de éstas, tales como vallados cinegéticos, clareos para reducir la competencia o incluso riegos para superar la fase de plántula cuando a la plantación le sigue un periodo de sequía extremo.

Por último, el proyecto de restauración debe contemplar controles regulares a corto (1-5 años) y medio plazo (5-15 años) tras la ejecución, para detectar desviaciones de la trayectoria prevista y establecer acciones de corrección de ésta. Por ejemplo, la ausencia de reclutamiento de plántulas de una especie clave obligará a reajustar los micrositos de plantación y a controlar la depredación

pre- y postgerminación; la ausencia de sus dispersores requerirá de acciones de refuerzo de las poblaciones (introducciones, perchas artificiales, cajas nidos, control de la actividad cinegética).



Figura 3.7. Evolución del Parque Ambiental de Huerto Pío (La Unión, Murcia). Proyecto de restauración de tipo Recuperación, en el que se recrearon con fines didácticos distintos ecosistemas naturales de ambientes semiáridos de la costa de Cartagena (bosque, fruticedas, matorrales, ramblas) sobre 2.5 ha de terrenos agrícolas abandonados. Las obras de restauración se realizaron durante 2001 e incluyeron movimientos de tierras y plantación en hoyos de hasta 40 especies locales, algunas de las cuales tuvieron riegos de mantenimiento durante los 5 primeros años. Fte: Google Earth (ortofotos 2002, 2015) y Fundación Sierra Minera.

Tabla 3.3. Ideas generales a tener en cuenta en el diseño de un modelo de restauración ecológica (modificado a partir de Walker y del Moral 2008).

Tema	Objetivo	Método
Estabilización del perfil de ladera	Frenar la erosión y escorrentía	Eliminar o levantar sellado o asfaltado
		Reducir pendiente en taludes denudados con materiales blandos
		Evitar aterrazado en condiciones de estrés
		Evitar aportes o enmiendas generales en fuerte pendiente
		Mantener la vegetación preexistente en condiciones de estrés (matorrales y pastizales)
		Usar mantas combinadas con hidrosiembra
Establecimiento de plántulas	Disminuir el estrés	Utilizar siembras de especies complementarias
		Utilizar micrositos (microtopografía, pedregosidad, etc.)
		Crear micrositos para aumentar supervivencia (tubos protectores, grietas en ambientes rupícolas)
		Instalar perchas para atraer dispersores
		Manejar depredadores para controlar granívoros
		Favorecer manchas con un efecto nodriza
Acumulación de materia orgánica en suelo	Acelerar el desarrollo	Preparación superficial y puntual del terreno
		Utilizar aportes de horizontes orgánicos de zonas cercanas
		Plantación de individuos maduros de árboles y arbustos
		Plantación de especies tapizantes en pendientes elevadas
		Reducir la erosión plantando especies de ciclo corto
		Limitar el acceso de herbívoros
Dinámica de nutrientes en suelo	Incrementar la disponibilidad	Usar especies fijadoras de nitrógeno
		Añadir carbono orgánico (ej. astillas) para inmovilizar nutrientes en exceso
		Añadir fósforo y materia orgánica en fases avanzadas para facilitar la retención de nutrientes
		Usar compost o fertilizantes en dosis bajas y aplicación puntual
Elección de especies	Aumentar la diversidad	Tener en cuenta especies y bancos de semillas locales
		Adecuar el terreno de acuerdo con los tipos biológicos seleccionados
		Seleccionar especies pensando en fases más críticas para establecimiento, no en características de adulto
		Seleccionar poblaciones semillero previendo desplazamiento del nicho óptimo por cambio climático
Interacciones entre especies	Crear sistemas autosuficientes	Limitar la competencia de especies oportunistas mediante perturbaciones controladas
		Incluir especies tolerantes al sombreado y fijadoras de nitrógeno
		Combinar especies que complementen sus sistemas radicales

3.5. Algunos problemas asociados a la restauración ecológica en ambientes semiáridos

El primer problema que se plantea a la hora de abordar un proyecto de restauración tiene que ver con la falta de consenso científico-técnico en la elección del ecosistema de referencia y las especies clave a utilizar. Las restauraciones hidrológico-forestales históricas representan, por extensión, el tipo de restauración más habitual en la Península Ibérica y sirven para ilustrar la cuestión. Por ejemplo, en el caso de la Región de Murcia, con predominio de ambientes semiáridos, *Pinus halepensis* cubre más del 80% de las 296.294 ha de áreas forestales, y solo durante el periodo 1965-1988, se plantaron 30.617 ha (CARM 2003). Sin embargo, en un sentido dinámico, el papel de *P. halepensis* en el paisaje vegetal del sureste Ibérico es todavía controvertido. La especie ha sido considerada durante gran parte del siglo XX una pieza clave a la hora de promover la sucesión vegetal, principalmente por parte de las Escuelas de Ingenieros de Montes españolas (Gandullo 1972; Ruiz de la Torre 1979, 1993; Barbéro et al. 1998). En cambio, para los fitosociólogos españoles las formaciones de *P. halepensis* están conceptualmente ausentes de las secuencias sucesionales de la Península Ibérica (Rivas-Martínez 1987; Alcaraz et al. 1999). Esto es debido a la influencia que la escuela sigmatista de Zürich-Montpellier ha ejercido sobre gran parte de los geobotánicos europeos durante la segunda mitad del siglo XX (Walker y del Moral 2003; Blanco et al. 1997). Desde un enfoque sigmatista la distribución actual de *P. halepensis* en el mediterráneo occidental es consecuencia del efecto de siglos de influencia directa o indirecta del ser humano, desconociéndose la distribución potencial de la especie. Esto ha hecho que a efectos prácticos se la considere una especie invasora, capaz de distorsionar y enmascarar las trayectorias sucesionales reales. Sin embargo, diversos estudios antracológicos (Rodríguez 1992; Rodríguez-Ariza et al. 1996) y paleoecológicos (Carrión et al. 1999) señalan la presencia de *P. halepensis* en el paisaje forestal de áreas del sur y este peninsular desde comienzos del Neolítico, por lo que, al margen del papel del ser humano en su expansión, parece indudable el carácter autóctono de la especie en el mediterráneo occidental. En la última década, Navarro et al. (2001) han defendido la existencia de una comunidad edafoxerófila

dominada por *P. halepensis* en la vegetación potencial de áreas semiárido-secas de la provincia de Granada, lo que da muestra de la evolución del pensamiento fitosociológico al respecto. Por su parte, la ecología de la restauración ha realizado una aproximación pragmática al estudio de *P. halepensis*. Se ha aceptado la necesidad de un conocimiento profundo de las interacciones interespecíficas y trayectorias tanto de los pinares históricos como de las repoblaciones recientes de esta especie bajo condiciones semiáridas o secas, para un manejo apropiado de las mismas (Bellot et al. 2004; Gasque y García-Fayos 2004; Maestre y Cortina 2004; Navarro-Cano et al. 2009).

Otro de los problemas inherentes a los proyectos de restauración en ambientes semiáridos tiene que ver con el alto elemento endémico de sus comunidades biológicas, de gran relevancia científica, sobre todo en formaciones dominadas por especies de pequeño tamaño (Domínguez Lozano et al. 1996). Estas comunidades a menudo son ignoradas en proyectos de restauración o manejo con fines de corrección hidrológico-forestal y de lucha contra la desertificación, que a menudo usan métodos extensivos de preparación del terreno y plantación, fuertemente mecanizados y que ponen el foco en especies de porte arbóreo o arbustivo (Figura 3.8). Por ejemplo, en el caso de la Región de Murcia, más de un 19% del territorio está ocupado por hábitats de interés comunitario (Baraza et al. 1999), a menudo caracterizados por matorrales, tomillares y herbazales anuales, que en muchos casos se solapan parcialmente con áreas reforestadas (Navarro-Cano et al. 2010), campos abandonados o áreas de agricultura extensiva en régimen de secano. Las tareas selvícolas en estas áreas propensas a sufrir incendios por la acumulación de necromasa de pino derivada de claras, cortafuegos o podas, pueden tener un efecto negativo sobre las comunidades biológicas que constituyen estos hábitats de interés comunitario. Es necesario tener en cuenta estas comunidades en el diseño de la restauración, lo que obliga a aplicar medidas de restauración y manejo de mínimo impacto, para satisfacer los requerimientos de gestión de los Lugares de Interés Comunitario (LIC) que forman parte de la Red Natura 2000. Por otro lado, resulta fundamental exigir a las empresas de restauración un grado de innovación y adaptación para incorporar nuevas técnicas. Hasta hace unos años ha sido el propio sector



Figura 3.8. Algunos ejemplos de buenas y malas prácticas de manejo de masas de *Pinus halepensis* en donde existe un interés por la conservación de poblaciones o lugares legalmente protegidos. La Microrreserva de Flora de la Comunidad Valenciana Puntal del Navarrete se vio afectada por un incendio en 2012. La administración regional ha optado por mantener la madera quemada en la microrreserva, para no afectar a especies de flora protegida (A), mientras que la administración municipal ha preferido vender la madera, que ha sido talada en su totalidad y sacada con orugas, con un efecto negativo sobre el suelo y antiguas terrazas protectoras (B, C). La ausencia de restos de troncos y ramas quemados beneficia a especies pirófitas heliófilas, como *Ulex parviflorus* (D) en detrimento de arbustos endozoócoros y rebrotadores. En el Parque Regional de Calblanque, Monte de Las Cenizas y Peña del Águila, integrado en la Red Natura 2000, no solo se deja la madera de pino muerta o quemada, sino que se utiliza para dificultar el acceso y proteger del tránsito de poblaciones de especies de flora protegida como *Erica arborea* (E) y *Cistus heterophyllus* (F).

restaurador el que ha impuesto cierta inercia metodológica (uso de maquinaria pesada, especies modelo de plantación, etc.) para abaratar costes, lo que en algunos casos puede haber llevado a la entidad promotora de la restauración a preferir aumentar la cantidad y no la calidad de las hectáreas restauradas. Sólo en los últimos años, por exigencias legales, se han empezado a ejecutar planes de restauración de especies y hábitats de interés, para los que se realizan tareas de plantación y manejo mediante técnicas blandas de baja mecanización (ahoyado y plantación manual, desbroce selectivo, etc.). Esta cuestión se aborda en detalle en el apartado 4.5.

El último de los problemas generales asociados a la toma de decisiones en restauración es de índole socioeconómica. Esta cuestión tiene dos vertientes; por un lado, la asignación presupuestaria y, por el otro, la percepción popular del ecosistema a restaurar, antes y después de la intervención. Cabe recordar que no siempre se puede entender la necesidad de restaurar una plantación de pinos en donde la dinámica vegetal se encuentra secuestrada (nula recolonización de arbustos, baja biodiversidad, predominio de flora ruderal), ya que para la población cercana se trata de una pinada de uso recreativo. En este tipo de casos resulta fundamental incluir dentro del proyecto de restauración medidas de sensibilización y promoción del proyecto de restauración (Society for Ecological Restoration 2005), tal y como se detalla en el apartado 3.7. El obviar esta tarea de sensibilización y promoción de la restauración puede tener un efecto negativo sobre la misma, al no ser aceptada o ser considerada inútil por la población.

3.6 Papel de las interacciones en la restauración ecológica de funciones ecosistémicas

Al igual que el concepto de diversidad biológica ha estado tradicionalmente ligado al de riqueza de especies, el de restauración ecológica lo ha estado a la recuperación de especies (Wortley et al. 2013; Fraser et al. 2015). Por tal motivo, no es extraño que la mayor parte de los esfuerzos de restauración en muchos

ambientes degradados se hayan enfocado en el pasado a restaurar las especies desaparecidas como consecuencia de la degradación ambiental o los paisajes dominados por estas especies. Hoy en día, sin embargo, el concepto de diversidad biológica se ha ampliado enormemente para incluir no sólo la riqueza de especies sino de sus acervos genéticos (diversidad genética), de los grupos funcionales a los que pertenecen (diversidad funcional), de sus historias evolutivas (diversidad filogenética) y de sus interacciones con otras especies (diversidad de interacciones). Este cambio conceptual sobre los diferentes componentes de la biodiversidad está arrastrando, aunque con bastante retraso, nuevas concepciones en restauración ecológica. Al menos en el plano académico son muchas las voces que reclaman una concepción de la restauración que vaya más allá de la simple recuperación de especies y restaure el máximo número de componentes de la diversidad para así asegurarnos una recuperación eficiente de las funciones ecosistémicas que tenían lugar antes de la degradación (Montoya et al. 2012; apartado 2.2).

La pérdida de las interacciones ecológicas es un tema que recientemente está siendo tratado en biología de la conservación (Markl et al. 2012). Sabemos que muchas de las especies que se pierden por efecto de la degradación ambiental están involucradas en interacciones de crucial importancia en el funcionamiento de los ecosistemas, como pueden ser la dispersión de semillas o la polinización. Trabajos recientes indican que esas interacciones clave se pierden mucho más rápido que las especies. Es decir, para que una interacción de polinización se pierda, no es necesario que desaparezca totalmente alguna de las especies involucradas en dicha interacción. En la mayoría de los casos, una disminución en la abundancia de estas especies es suficiente para que desaparezca la interacción (Valiente-Banuet et al. 2015).

Además, el hecho de que una misma especie esté involucrada en distintas interacciones ecológicas (por ejemplo, una especie de planta puede estar a su vez proporcionando polen y néctar a los insectos polinizadores, frutos carnosos a las aves dispersantes y condiciones ambientales favorables a otras plantas que reclutan bajo ella) hace que su disminución de abundancia tenga efectos

catastróficos a nivel ecosistémico (Valiente-Banuet y Verdú 2013). Por tal motivo, desde el punto de vista de la restauración es especialmente importante poner el foco no tanto en las especies sino en las interacciones entre ellas, que son las que verdaderamente proveen a los ecosistemas de multitud de procesos ecológicos. Este esfuerzo permitirá alcanzar con mayor facilidad el verdadero objetivo de la restauración, que consiste en recuperar los procesos ecológicos que estaban ocurriendo en el hábitat original. Sin embargo, estos procesos raramente son medidos para mejorar el diseño de una restauración, ni para evaluar su éxito, tal y como se explica en el capítulo 5 de este libro.

La teoría ecológica nos ha descubierto una interacción clave en ecosistemas semiáridos que permite incrementar la diversidad filogenética y de interacciones en un ecosistema degradado. Esta interacción es la denominada *facilitación ecológica* y se describe como el mecanismo por el que una especie se beneficia de la presencia o actividad de otra especie sin perjuicio para esta última (Stachowicz 2001). Las especies facilitadoras, conocidas como *nodrizas*, poseen adaptaciones fisiológicas que le permiten establecerse en ambientes muy estresantes, como son las zonas desnudas que abundan en ambientes degradados. Estas nodrizas, conforme pasa el tiempo, van mejorando el microhábitat bajo ellas mediante el aporte de materia orgánica, sombra y humedad. Y es ese microhábitat mejorado el que facilita la entrada de otras especies que serían incapaces de establecerse en las zonas desnudas (Figura 3.9). Al contrario que las especies nodrizas, las plantas facilitadas no poseen características fisiológicas adaptadas a ambientes estresantes sino a ambientes más húmedos. Estas diferencias en fisiología suponen un cúmulo enorme de diferencias morfológicas que hacen que nodriza y facilitada sean totalmente distintas. Y esa diferencia es la clave del éxito de la interacción, ya que especies muy distintas no entran en competencia por los mismos recursos, lo que facilita la estabilidad de estas comunidades mixtas de vegetación. De hecho, se sabe que el éxito de las restauraciones basadas en la *facilitación*, es decir, en plantar una especie focal junto a su posible nodriza, está directamente relacionado con la diferencia funcional de ambas especies (Gómez-Aparicio 2009). Como muchas veces no sabemos qué atributos funcionales son los importantes para medir esa comple-

mentariedad funcional que nos garantice el éxito de una restauración basada en facilitación, podemos dejarnos guiar por un indicador válido, como es el de la distancia filogenética entre las especies. Usando este indicador se ha podido explicar de una manera muy significativa el éxito de la restauración, en términos de supervivencia, crecimiento y reproducción, de cientos de actuaciones en todo el mundo (Verdú et al. 2012).

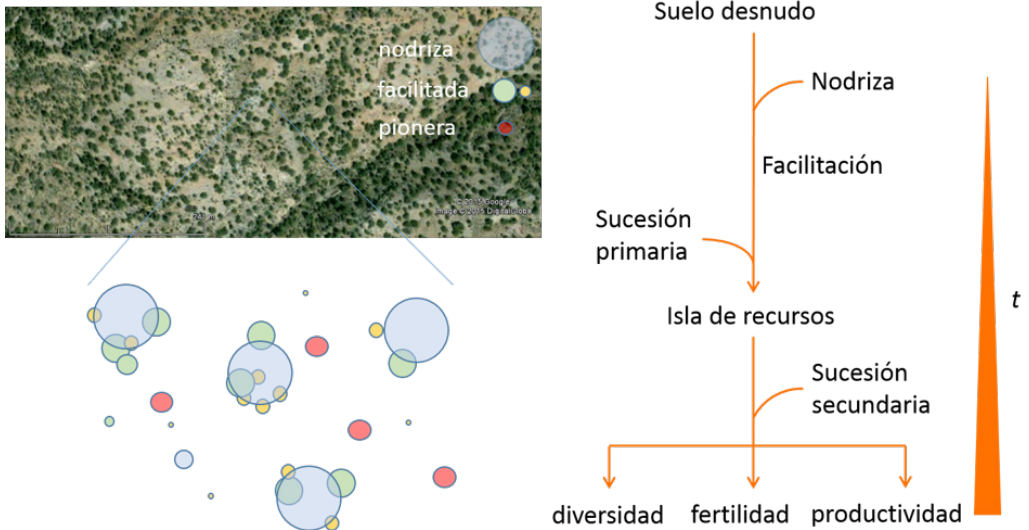


Figura 3.9. La facilitación genera paisajes parcheados en los que se pueden observar tres tipos funcionales de especies: nodrizas, facilitadas y pioneras. Ortofoto correspondiente a una zona de alta montaña mediterránea del Sistema Ibérico (Fte: Google Earth). En el proceso de creación de un parche a partir de una especie nodriza (lado derecho de la figura) la nodriza inicia la sucesión primaria mediante la facilitación de terceras especies bajo su copa. Con el tiempo se crea un parche de alta diversidad vegetal que actúa como isla de fertilidad. Todo ello puede incluso promover la sucesión secundaria, mejorando en conjunto la diversidad, la productividad y la fertilidad de un ecosistema.

Por último, también sabemos que el incremento de la diversidad filogenética de plantas producida por la facilitación tiene consecuencias directas en los procesos ecológicos que ocurren tanto a escala espacial de individuo como a escala de paisaje. Así, en el entorno más inmediato de plantas nodriza que crean parches de vegetación, a menudo se forman islas de recursos en las que mejora

la fertilidad y la productividad de las comunidades microbianas del suelo (Figura 3.10), que son pieza fundamental en el ciclado de nutrientes en los ecosistemas (Navarro-Cano et al. 2014, 2015). Estos núcleos de facilitación también tienen un efecto a escala de paisaje, al actuar como fuentes semilleras para colonizar hábitats situados a mayor distancia (Traveset et al. 2014). Todo ello hace de la facilitación una interacción biológica útil para la restauración ecológica de ecosistemas degradados (Navarro-Cano et al. 2016).

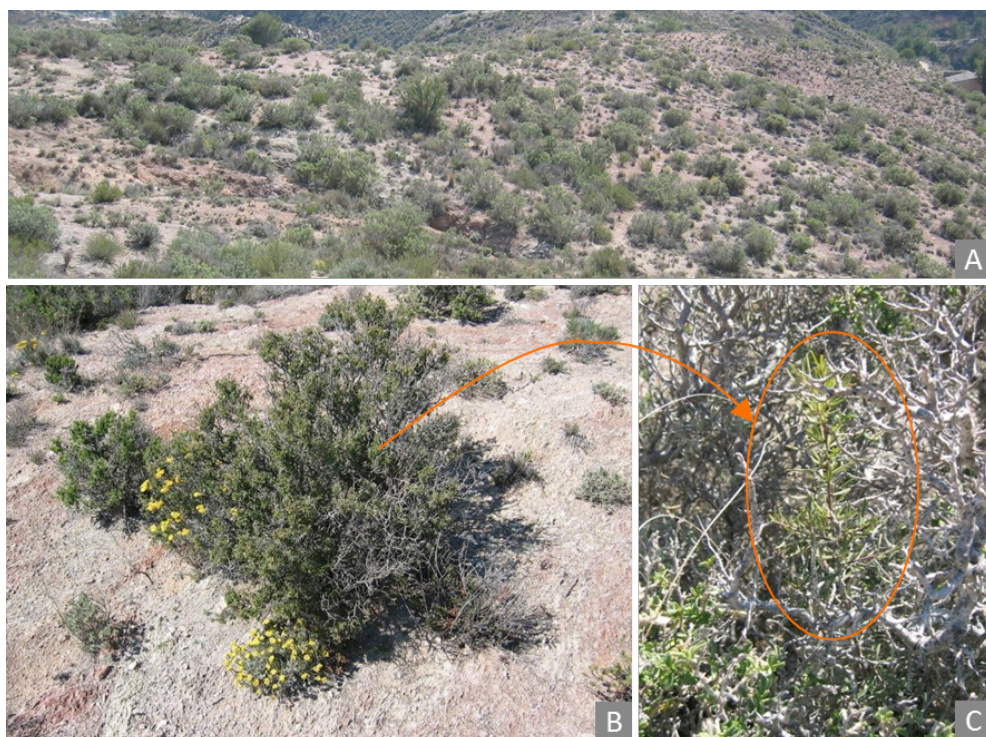


Figura 3.10. En afloramientos de yeso en condiciones semiáridas de la Sierra de Crevillente (Alicante) se ha estudiado el papel facilitador de *Ononis tridentata*. Este arbusto crea parches de vegetación (A) en los que aumenta significativamente la diversidad filogenética de plantas en comparación a las comunidades de claros (B). Se ha comprobado que *Ononis* de tan solo cinco años de edad facilitan a especies no gipsófitas con rasgos funcionales propios de etapas iniciales de la sucesión. En *Ononis* maduros, de más de 15 años de edad, a la comunidad de facilitadas se le unen especies con rasgos propios de etapas avanzadas de la sucesión, como *Rhamnus lycioides* (C). Estos parches además aumentan significativamente la fertilidad y productividad microbiana del suelo a medida que crecen (Navarro-Cano et al. 2015).

3.7 Incorporación de la sociedad civil a la toma de decisiones en restauración

El manejo de lugares, paisajes o comunidades de especies, no con fines agropecuarios sino para restaurar funciones ecosistémicas o simplemente para devolver atributos hedónicos demandados por la sociedad civil es casi tan antiguo como las propias acciones de degradación causantes de esos problemas. La obra “El libro de Agricultura” de Gabriel Alonso de Herrera (1513) es una buena muestra de la incipiente conciencia colectiva, ya durante el renacimiento, acerca de la necesidad de manejar el campo de modo sostenible para mejorar a largo plazo la calidad de vida de la sociedad: *“Y como otros plantaron para nos y gozamos de su trabajo, cosa justa es que nosotros trabajemos y plantemos para nos y para los que después de nos vinieren...”*.

El factor humano a menudo está implícito en el agente de degradación ambiental, en la percepción del problema o el tipo de solución a adoptar para detener y corregir la degradación ambiental. Sin embargo, sólo recientemente se ha incorporado la sociedad civil al marco conceptual de la ecología de la restauración. De esta manera se reconoce el papel que el contexto social juega a la hora de señalar y demandar soluciones a un problema de degradación ambiental (Cortina et al. 2011). Las experiencias históricas han demostrado, además, la importancia de conectar física y emocionalmente un ecosistema restaurado con los agentes sociales que van a hacer uso del mismo o que van a tenerlo entre sus paisajes diarios (Egan et al. 2011). Por este motivo, cada vez más se está incorporando la sociedad civil, sobre todo a escala local, a la toma de decisiones a la hora de diseñar planes de restauración y su ejecución.

El papel de la sociedad en las primeras actuaciones históricas que pretendían revertir un daño ambiental, como la desaparición de una especie, el deterioro de un paisaje emblemático o la amenaza de pérdida de recursos ha quedado patente, tanto a la hora de detectar el problema como en la propuesta y ejecución de soluciones concretas. La sociedad civil opera en el ámbito de la restauración ambiental tanto en el plano individual como colectivo, a través de organizaciones no gubernamentales de tipo ambientalista, asociaciones de

afectados, círculos intelectuales, grupos profesionales o partidos políticos. En los primeros años de desarrollo de estas iniciativas, en muchos casos tan sólo se pretendía detener la degradación de un lugar emblemático mediante medidas proteccionistas. La ausencia de un soporte científico teórico y experimental para la reversión de un área degradada a su situación inicial, pudo contribuir a un predominio de la restauración pasiva, para revertir ciertos fenómenos de degradación ambiental. Ejemplos como la creación de la primera reserva forestal en Sinharaja (Sri Lanka) en 1875, para proteger una selva tropical montañosa virgen de la deforestación, o la creación del Great Smokey National Park (EEUU) en 1940, tras décadas de iniciativas sociales para preservar esa área de la creciente presión humana ponen de manifiesto iniciativas en gran medida apoyadas por la sociedad civil.

En ambientes mediterráneos semiáridos, la repoblación forestal de Sierra Espuña (Murcia), iniciada en 1889 bajo la dirección del ingeniero de montes Ricardo Codornú, representa un buen ejemplo de una iniciativa restauradora enmarcada dentro de las corrientes regeneracionistas de la época, que surge tras la alarma social y política que produjo la excepcional riada de 1879 que asoló la Vega Baja del Segura. Este suceso catastrófico puso el foco en la secular degradación ambiental por sobreexplotación de los recursos de Sierra Espuña y la necesidad de un plan de restauración de la cubierta vegetal para reducir a medio y largo plazo el riesgo de avenidas en la comarca. Otro ejemplo que comparte contexto histórico, motivación social e incluso participación en el diseño y ejecución de estas primeras actuaciones históricas con un enfoque restaurador es el caso de la estabilización y repoblación de las dunas de Guardamar del Segura (Alicante), ante el avance de las dunas hacia la localidad. Las tareas se iniciaron en 1896 bajo la dirección del ingeniero Francisco Mira y contaron con la participación de R. Codornú.

Desafortunadamente el contexto histórico puede cambiar tanto la percepción social de un problema de degradación ambiental como la propuesta para solucionarlo. Un buen ejemplo de este hecho es el monocultivo con especies de crecimiento rápido, como el pino carrasco, en el que se convirtieron 3.4 mi-

Illones de hectáreas en áreas mediterráneas de la Península Ibérica durante el periodo 1940-1984. Esta actuación a gran escala supuso un esfuerzo humano y económico sin precedentes en España. El plan repoblador de 1939 de los ingenieros Joaquín Ximénez y Luis Cevallos, contemplaba como objetivo general la recuperación de la cubierta vegetal mediante la repoblación con diversas especies autóctonas. Sin embargo, el planteamiento inicial, con cierta base ecológica y unas previsiones a largo plazo pronto se vio superado por la coyuntura socioeconómica de posguerra, que obligaba a buscar una mayor rentabilidad a corto plazo, lo que se tradujo en una utilización masiva de coníferas (Groome 1989; Ruiz de la Torre 1993), así como en una relajación de criterios geo-ecológicos en la selección y diseño de los denominados “proyectos de restauración hidrológico-forestal” (Castillo 1997) (Figura 3.11). En muchos casos dichas actuaciones jugaron un cierto papel como reactivadoras socioeconómicas temporales de áreas rurales en pleno despoblamiento desde el campo hacia las grandes ciudades. No obstante, también han jugado un papel pernicioso en la concepción social del bosque, al haber simplificado el significado y papel del mismo. Así, en muchas áreas mediterráneas secas la población local siente una mayor afección en términos hedónicos y prácticos por un pinar de repoblación prácticamente carente de estructura, biodiversidad y funciones ecosistémicas que por los chaparrales, matorrales o pastizales que fueron eliminados para su plantación.

A efectos prácticos, la sociedad civil puede incorporarse a un programa de restauración ambiental concreto en al menos tres fases del mismo. En primer lugar, tal y como se indica en el apartado 3.4, conviene realizar un estudio demoscópico para conocer la percepción social del problema de degradación por parte de la población local y usuarios de la zona que va a someterse a un plan de restauración. De esta manera se puede valorar el grado de afección o desafección de la sociedad civil con un lugar que, desde el punto de vista técnico-científico, presenta un problema de degradación. Una vez conocido cómo percibe la sociedad ese ecosistema degradado y evaluado el grado de conocimiento de la población acerca del daño y riesgos que conlleva mantener ese ecosistema degradado en términos de funciones ecosistémicas, conviene incorporar la

sociedad civil a la toma de decisiones acerca del ecosistema de referencia a alcanzar y el mejor modelo de restauración para lograrlo. En este sentido, se pueden usar distintas metodologías participativas, como la Investigación-Acción Participativa para desarrollar, al menos cualitativamente, el programa de restauración más adecuado en cada caso. En esta fase, es importante trazar una imagen lo más realista posible de cuál puede ser la evolución en el tiempo de la restauración en función del modelo elegido. Por último, una vez diseñada una restauración ecológica, la posibilidad de involucrar, al menos testimonialmente a la población local o colectivos de usuarios en su ejecución puede ayudar a crear un vínculo afectivo con el espacio restaurado (Egan et al. 2011). Entre las acciones que pueden realizarse con estos fines se encuentran las campañas de limpieza o adecuación de un sitio previo a su restauración, la realización de plantaciones simbólicas, la celebración de jornadas lúdicas para celebrar el fin de obras, así como la realización de charlas y talleres sobre el espacio restaurado y su evolución. En estas acciones conviene involucrar a diferentes grupos de edad para mejorar el conocimiento presente del ecosistema restaurado y cimentar la relación de las futuras generaciones de usuarios con el mismo.

La necesidad de involucrar a la sociedad civil en los programas de restauración ecológica queda patente utilizando algunos ejemplos, como el de las repoblaciones forestales fallidas (Figura 3.11). Existe un amplio consenso científico acerca de la necesidad de restaurar ciertas masas de pino carrasco provenientes de antiguas “restauraciones hidrológico-forestales”, que se han mostrado ineficientes a la hora de reactivar funciones ecosistémicas básicas relacionadas con la diversidad, fertilidad o productividad del ecosistema (Castillo et al. 2002, Maestre y Cortina 2004, Goberna et al. 2007). El proceso de cambio climático en el que nos encontramos inmersos amenaza muchas de estas masas, al aumentar su vulnerabilidad a la sequía, el riesgo de incendios y el desarrollo posterior de plagas forestales (García de la Serrana et al. 2015), lo que obliga a repensar el ecosistema de referencia idóneo para muchos de estos sitios y a diseñar planes de restauración o manejo de estas masas para los próximos años. Sin embargo, en los casos de repoblaciones cercanas a núcleos de población, en las que la matriz paisajística dominante no cuenta con una cubierta arbórea

natural, la sociedad civil puede percibir como una agresión cualquier tipo de actuación que incluya la eliminación o el aclareo de esas repoblaciones, a las que la población considera como zonas boscosas, y su paulatina sustitución o enriquecimiento con comunidades arbustivas y de matorral que son más resilientes a las condiciones crecientes de aridez. En estos casos, sólo haciendo partícipe del problema y las posibles soluciones a la sociedad civil se podrá llevar a cabo planes de restauración o manejo consensuados, que cuenten con su aceptación.



Figura 3.11. En algunas repoblaciones forestales realizadas durante los 60 y 70 del Siglo XX se incurrieron en fallos graves de diseño, como el subsolado y plantación en el sentido de la pendiente, en el Alto Palancia de Castellón (a, b). La mala selección de la especie de plantación en terrenos margo-yesíferos dominados por el esparto (*Stipa tenacissima*) ha dado crecimientos menores de 3 m en repoblaciones de 25 años de edad en Cieza (c). En esa zona se puede observar masas repobladas que han enlentecido la colonización natural de la vegetación (d), dando pinares de muy baja diversidad y poco efecto sobre las propiedades edáficas.

En determinados casos, es la propia sociedad civil organizada, por ejemplo, en ONGs ambientalistas, la que toma la iniciativa no sólo en la detección del problema de degradación, sino también en las acciones de restauración. En ambientes semiáridos del sureste peninsular existentes diversos ejemplos al respecto. Tal es el caso del proyecto LIFE Jara, desarrollado por la Fundación Sierra Minera para la evaluación, restauración y puesta en valor de parte del patrimonio minero y ambiental de la Sierra Minera de La Unión, en Murcia (<http://www.fundacionsierraminera.org/proyectos/jara/index.htm>). Los proyectos demostrativos desarrollados por la Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE) para el control y prevención de la erosión y la desertificación en fincas agroforestales (Barberá et al. 2009) o la restauración de terrazas forestales en Murcia (Sánchez-Balibrea et al. 2012), son otro ejemplo del papel de la sociedad civil como generadora y ejecutora de proyectos concretos de restauración.

El caso del Proyecto de Regeneración y Adecuación Ambiental de la bahía de Portmán (Murcia) sirve como ejemplo de un plan de restauración de un área marítimo-terrestre afectada severamente por la actividad minera, y que requiere de una restauración de tipo sustitución (apartado 3.3), demandada por la población a escala local y nacional antes incluso del cese de la actividad que la generó. La bahía de Portmán está considerada como uno de los mayores puntos negros del Mediterráneo Occidental, debido a su colmatación completa con más de 25 millones de metros cúbicos de residuos procedentes del proceso de lavado de minerales metálicos entre 1957 y 1990 (García 2004). Estos residuos presentan una alta carga contaminante por metales pesados como plomo, cadmio, zinc, manganeso y hierro. Portmán, el antiguo *Portus Magnus Romanus*, de tradición minera y pesquera de más de 2000 años de antigüedad, es hoy un pequeño pueblo de apenas un millar de habitantes, sumido en una crisis ambiental y socioeconómica tras el cese de la actividad minera en 1990. Tras diversos intentos y paralizaciones administrativas, distintos colectivos vecinales y asociaciones consiguieron pactar una propuesta de mínimos para un proyecto de regeneración de la bahía en 2005, que dio lugar a un concurso de ideas del que en 2006 salió ganador el proyecto “In Situ” (Figura 3.12). Para la elección del proyecto, se formó un jurado con nueve miembros entre los



Figura 3.12. Aspecto de la bahía de Portmán (Murcia) antes del inicio del vertido de residuos mineros al mar en 1956 y en la actualidad (2011). El Proyecto In Situ (Clavel arquitectos + Moho arquitectos + Inmat arquitectura), ganador del concurso de ideas promovido por la Administración Pública a petición de la sociedad civil, proponía una solución intermedia entre las propuestas de determinados grupos de interés que abogaban por la creación de un gran puerto deportivo y zona de usos comerciales, y las demandas vecinales y de ONGs medioambientales, en las que se pedía, entre otras, recuperar la línea de costa anterior al inicio del vertido, una menor extensión del nuevo puerto y una mayor integración paisajística y naturalidad de la zona recuperada a los vertidos. Ortofotos 1956 y 2011: Infraestructura de datos espaciales de la Región de Murcia (<http://iderm.imida.es/iderm/>).

que participó un representante del tejido social. De esta manera, el proyecto de regeneración nació con cierto consenso entre autoridades administrativas, grupos profesionales y sociedad civil. El retraso en la licitación de las obras hasta 2016 y el recorte del presupuesto inicial (79 millones de euros en cuatro años) hasta los 32.1 millones aprobados finalmente, compromete la eficacia del proyecto y muestra una vez más la importancia del contexto sociopolítico y económico en el desarrollo de planes de restauración.

4. Técnicas de restauración ecológica aplicables a ambientes degradados en ambientes semiáridos

En este capítulo se presentan una serie de herramientas y métodos de restauración que pueden aplicarse a situaciones de degradación en ambientes semiáridos. En primer lugar, se dan argumentos generales para justificar la necesidad de restauración de ecosistemas degradados en áreas mediterráneas semiáridas o secas, apartado que debe quedar perfectamente definido en un proyecto de restauración. Posteriormente se describen las acciones de preparación del terreno más apropiadas para estos ambientes y, por último, los métodos de implantación de especies.

Aspectos como el de la selección del ecosistema de referencia, el manejo a corto plazo, las tareas de seguimiento y la corrección de desviaciones de la trayectoria prevista para la restauración ecológica no han sido incluidos, por estar supeditados en gran medida a cada situación de degradación. Las peculiaridades biogeográficas, bioclimatológicas, la historia de degradación de cada ecosistema y los tipos de uso de suelo de la matriz paisajística a la que pertenece el área a restaurar obligan a abordar estos apartados de acuerdo con la información previa disponible en cada caso, el grado de restauración que se pretende alcanzar y los límites presupuestarios existentes.

Centrándonos en las técnicas de preparación del terreno e implantación de una cubierta vegetal, conviene recordar que el abanico de posibilidades en restauración ecológica, repoblación forestal y rehabilitación de terrenos antropizados es mucho más amplio del que exponemos en este texto (VV.AA. 1989; Serrada 1993; VV.AA. 1998; Bainbridge 2007). Los métodos que presentamos se han seleccionado de acuerdo con tres criterios básicos:

- a) Adecuación a condiciones de estrés físico-climático,
- b) Mínimo impacto sobre suelo y vegetación,
- c) Mínima relación coste/beneficio a medio y largo plazo.

Con todo, el rasgo más significativo de las técnicas propuestas es su potencial para ser combinadas. Así, la combinación de técnicas como la selección del microhábitat de plantación, la siembra directa en micrositio, la preparación puntual del terreno, el uso de protectores contra la depredación, la creación de parches artificiales o la elección de plantas nodriza funcionalmente complementarias, es el aspecto realmente novedoso para desarrollar una verdadera restauración ecológica. Algunas de las técnicas señaladas ya se aplican o se han aplicado de manera individualizada, con resultados dispares, pero existe poca experiencia acerca de su uso combinado en proyectos de restauración. Se busca así una estrategia de restauración basada en acciones complementarias que respondan a la diversidad de situaciones de degradación en ambientes semiáridos. Además, se ha prestado especial atención a sus posibilidades de aplicación a microescala, para adecuarse a la heterogeneidad ambiental de cada sitio.

4.1 Necesidad de restauración del ecosistema degradado

Desde una perspectiva socioeconómica, la degradación de un ecosistema tiene un efecto significativo sobre los recursos renovables, ya que reduce su capacidad productiva. En la Figura 4.1 se representa un mapa conceptual de la relación existente entre degradación y pérdida de productividad. La alteración del relieve, el suelo o la vegetación disminuye el potencial agrícola, forestal, genético y ecoturístico de una zona. Este fenómeno a gran escala está detrás de crisis alimentarias, movimientos migratorios, escaladas bélicas por los recursos y, en último término, el colapso de muchas civilizaciones desde la antigüedad (Diamond 2005).

A menudo se dan situaciones de degradación que, bien de forma brusca, o de modo progresivo alteran el perfil topográfico de un área. Tal es el caso del aterrazado para cultivos, las repoblaciones mediante terrazas, las explotaciones mineras a cielo abierto, o los desmontes y voladuras para la apertura de vías de comunicación. La restauración de estos ambientes puede revertir el proceso de degradación, eliminando o atenuando perfiles inestables, que favorecen

la dinámica erosiva. Esto permitirá reactivar la dinámica vegetal y por tanto, la recuperación a largo plazo de las propiedades físicas y químicas del suelo. Conviene dejar claro que el proceso de restauración comienza con la ejecución del proyecto establecido, pero no se debe dar por terminado hasta que no se constata que se ha alcanzado la imagen objetivo deseada y se evalúa que el sitio presenta una trayectoria satisfactoria hacia el ecosistema de referencia, lo cual a menudo requiere de décadas (capítulo 5). Aunque en sentido estricto una restauración debe permitir el automantenimiento del ecosistema restaurado, conviene separar claramente las restauraciones llevadas a cabo en ambientes naturales o seminaturales, para las que es deseable alcanzar ese estado homeostático, de los proyectos de revegetación o acondicionamiento en áreas urbanas o industriales, que persiguen fines lúdicos o paisajísticos, para los que será necesario un mantenimiento regular.

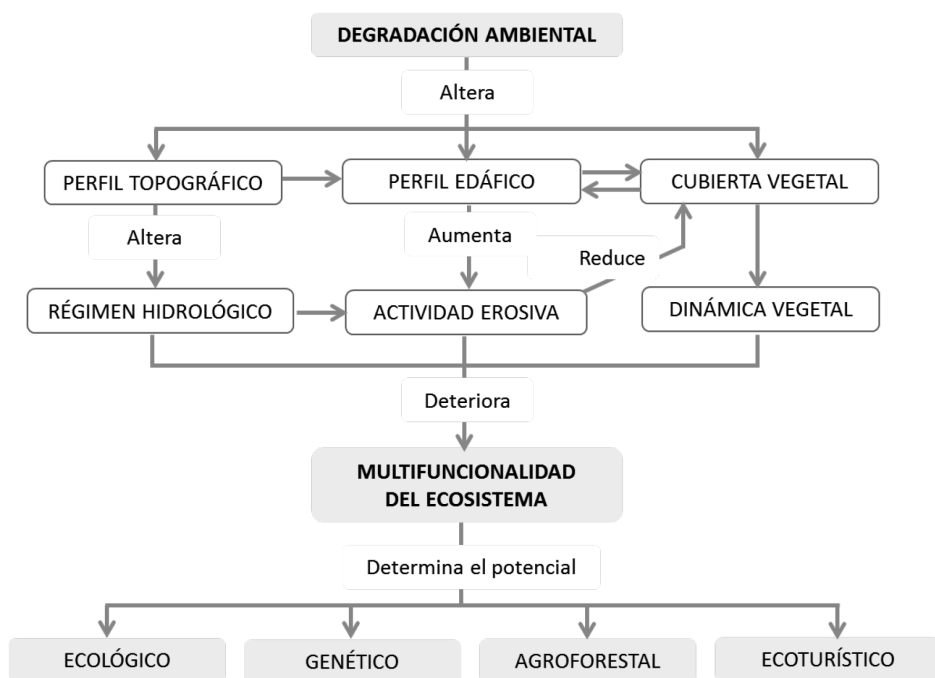


Figura 4.1. Mapa conceptual de la relación entre la degradación ambiental y la multifuncionalidad de los ecosistemas.

4.2 Preparación del terreno

La preparación del terreno para la restauración exige, en primer lugar, la división de la zona de actuación en sectores de acuerdo con su litología, pendiente, orientación, suelo, vegetación, focos de contaminación y líneas de drenaje. La combinación de la cartografía temática disponible, ortofotos e inspecciones de campo permite realizar un mapa georreferenciado de sectores a una resolución que incluya cambios a microescala del relieve y manchas o individuos de especies bajo algún grado de protección o amenaza, o de interés para la restauración que deben ser conservados.

Resulta importante señalar que la restauración pasiva es una estrategia perfectamente válida para situaciones de degradación en áreas sensibles para la flora o la fauna, en las que no existen experiencias sobre la respuesta que las acciones de preparación del terreno pueden tener sobre las mismas (apartado 3.3). La restauración pasiva suele aplicarse en ambientes semiáridos

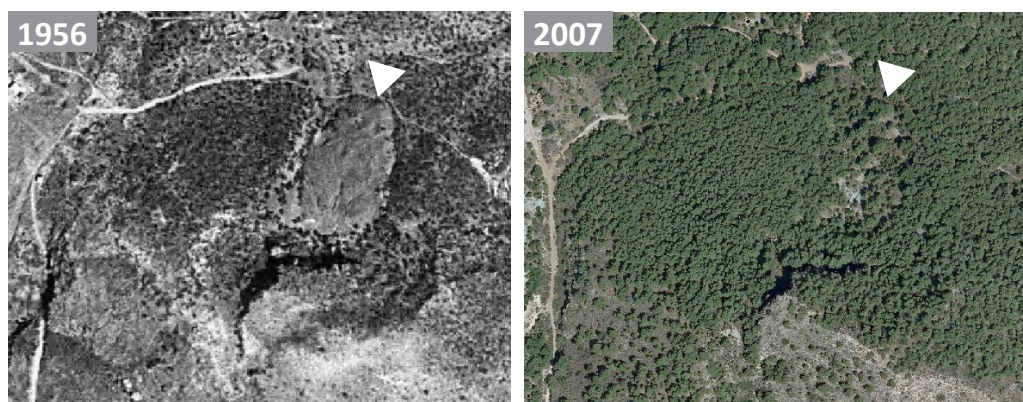


Figura 4.2. Ejemplo de las posibilidades de la restauración pasiva. Recolonización natural de un pantano de finos de minería por parte de la vegetación en el área de Peña del Águila (T.M. Cartagena, Murcia), en el sector occidental del Parque Regional de Calblanque, Peña del Águila y Monte de Las Cenizas. En 50 años el pinar mixto de pino carrasco y maquia arbustiva ha revegetado un pantano contaminado por metales pesados, en un paisaje semiárido que todavía contaba con una matriz de vegetación bien estructurada. Fte: Infraestructura de datos espaciales de la Región de Murcia (<http://iderm.imida.es/iderm/>).

sometidos a presión por el ganado (Tongway y Ludwig 2002), o a ambientes resilientes, como aquéllos con vegetación adaptada a incendios. Tal es el caso de los pinares mediterráneos con alto grado de naturalidad (Aronson y Vallejo 2006). En resumen, en determinados ambientes que todavía conservan una capacidad de respuesta importante ante situaciones de degradación, puede ser recomendable no aplicar una preparación del terreno que genere nuevas situaciones de estrés sobre el mismo, la cubierta vegetal u otras comunidades biológicas. En esos casos es preferible no actuar, o simplemente realizar labores blandas muy puntuales para favorecer a determinadas especies o hábitats de interés (Figura 4.2).

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, una vez realizada la sectorización de la superficie de restauración se realizará la asignación de técnicas de preparación del terreno para cada sector. Los métodos de preparación del terreno más utilizados se presentan de modo resumido en la Tabla 4.1.

4.2.1 Remodelación de taludes

Consiste en el movimiento de tierras para reducir la pendiente de taludes y evitar así el riesgo de deslizamientos, la erosión por escorrentía y problemas en la recolonización o instauración de la vegetación natural o a implantar (Figura 4.3). Se recomienda remodelar el perfil de aquellos taludes artificiales con pendientes superiores a los 20°. Este método de preparación del terreno también favorece la integración paisajística de la zona, aumentando su naturalidad. En perfiles topográficos planos o allanados artificialmente también pueden realizarse movimientos de tierras para crear perfiles alomados que aumenten la diversidad paisajística y favorezcan la creación de microhábitats para la fauna y flora.

La remodelación de taludes sólo se recomienda para restauraciones ecológicas de tipo sustitución o transformación, aunque localmente, y en función de la disponibilidad presupuestaria pueden aplicarse a laderas sobre rocas

consolidadas con repoblaciones mediante aterrazamientos que hayan sufrido marras generalizadas. En ambientes semiáridos peninsulares son potenciales candidatos a ser remodelados muchos depósitos y terreras de minería, así como canteras y depósitos de áridos, vertederos de inertes y de residuos sólidos urbanos. Deben ser prioritarios aquéllos con sustratos inestables y pendientes elevadas, que se encuentran en una matriz paisajística periurbana o industrial. En ambientes rodeados por una matriz natural o seminatural se deben valorar los daños colaterales que el uso de maquinaria pesada pueden generar sobre especies y hábitats de interés presentes sobre la zona de actuación o en su inmediaciones, sobre todo cuando el perfil a remodelar está formado por materiales no consolidados fácilmente erosionables.

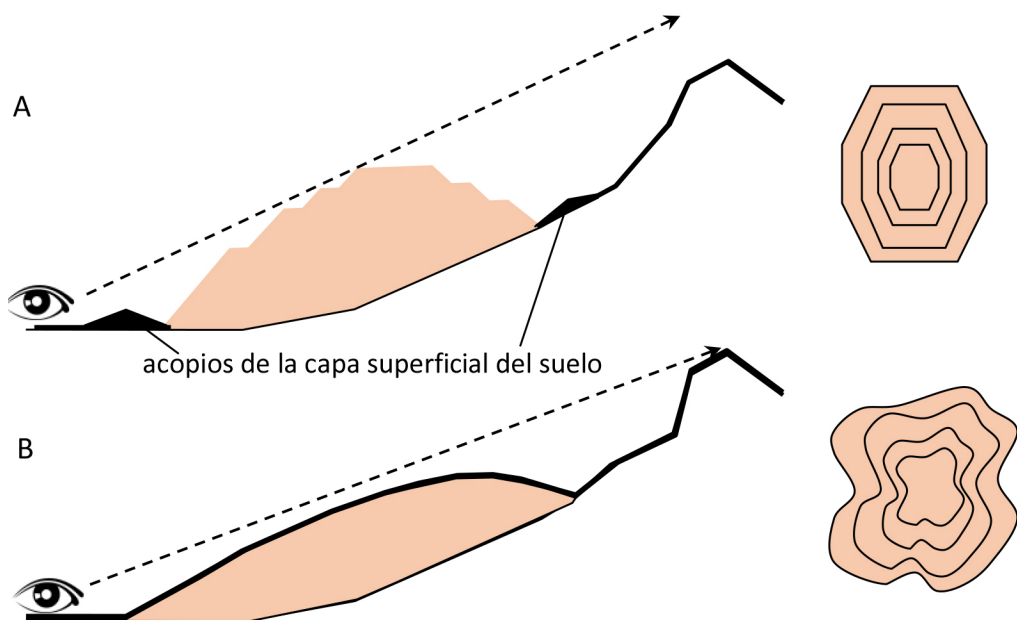


Figura 4.3. Remodelación de taludes de una terrera (A) en la que previamente se ha retirado y almacenado la capa superficial del suelo. La remodelación (B) incluye reducción de la pendiente y creación de taludes de formas sinuosas e irregulares (imagen derecha), para reducir el impacto visual. El aporte de la capa de tierra vegetal conservada (B) promoverá la revegetación natural y facilitará las tareas de siembra o plantación posteriores.

Tabla 4.1. Métodos de preparación del terreno para la restauración ecológica (modificado a partir de VV.AA. 1989 y Bainbridge 2007).

Método	Casos de aplicación	Modo de aplicación
Remodelación de taludes	Pendiente > 20°. Situaciones de degradación por actividad minera (terreras, cortas, balsas, etc.), construcción de vías de comunicación o el sellado de vertederos de basuras e inertes	Reducción de pendiente por debajo de 20°. Desmante y vertido con excavadora o retroexcavadora; si el vertido se realiza en otra parte del talud también se usa pala o volquete
Estabilización de taludes	Taludes de pendiente > 20° con alta actividad erosiva. Taludes entre terrazas sobre margas, balsas de estériles, canteras y depósitos de áridos, taludes de carretera, majadas pisoteadas	Construcción de contrafuertes de drenaje, instalación de canales o cunetas de guarda para la escorrentía, construcción de muros de contención, banquetas, fajinas, estaquillado, uso de <i>mulch</i> , mantas vegetales
Descompactación	Taludes de pendiente < 20° con alto contenido en arcillas. Carreteras y caminos abandonados, majadas con pisoteo moderado, parcelas industriales y solares abandonados	Según profundidad de aplicación deseada: escarificado o arado (<30 cm de profundidad), subulado o arado (30-50 cm de profundidad) o ripado mediante tractor de ripado (50-80 cm de profundidad)
Manejo de la capa superficial del suelo	Situaciones que conlleven la denudación o desmante de los horizontes superficiales del suelo: canteras, cortas, pantanos, escombreras, depósitos de áridos, inertes, vertederos, cimentaciones, etc. Conviene conservarse aireada in situ, hasta la restauración	Extracción superficial de 5-40 cm de suelo mediante pala (retro)excavadora, transporte mediante volquete o camión, vertido y extendido con pala cargadora. Se realizará en dos bloques: 5-10 cm y 10-30 cm, conservados separados. No compactar acopios con maquinaria pesada o apilados por encima de 1-2 m durante más de 12 meses, para evitar afecciones sobre semillas y organismos del suelo
Enmienda o fertilización	Suelos a restaurar mediante sustitución o transformación, que han perdido horizonte orgánico (terreras, pantanos, vertederos de inertes, depósitos de áridos, parcelas industriales, solares); suelos contaminados por exceso de materia orgánica (lodos de depuradora, vertederos de residuos agrícolas); suelos contaminados por metales pesados (balsas mineras, plantas de tóxicos y peligrosos); suelos con malas propiedades físicas; suelos a corregir acidez o alcalinidad	Enmiendas limo-arcillosas en taludes de arena o cantos. Arena en suelos arcillosos. Enmiendas calizas en sustratos ácidos. Enmiendas orgánicas para reducir biodisponibilidad de metales hasta su mineralización, y mediante la adición de caliza y fosfatos, para reducir su solubilidad. Uso de plantas fitoextractoras o estabilizadoras para descontaminar o estabilizar suelos con metales pesados o exceso de sales. Fertilización mediante abono, compost, <i>mulch</i> o fertilizantes para mejorar las propiedades físicas y químicas de suelos pobres en materia orgánica

4.2.2 Estabilización de taludes

Mediante la estabilización se pretende reducir la acción erosiva de las aguas superficiales en situaciones de elevada pendiente, por formación de regueros y cárcavas que pueden favorecer el colapso o los movimientos en masa. La estabilización también trata de evitar el encharcamiento en superficie o la formación de bolsas de humedad subterráneas en contrapendientes, perfiles cóncavos y terrazas, que reducen la resistencia del sustrato. Existen decenas de técnicas de estabilización, que varían significativamente en su precio unitario, uso de materiales artificiales, grado de mecanización para su aplicación, impacto visual y grado de restauración que permiten. Así, en zonas muy antropizadas, con bajo grado de naturalidad y ausencia de matriz paisajística natural, una restauración de tipo sustitución o transformación puede incluir hidrotecnias de estabilización de taludes como diques, muros, escolleras, canales, bajantes y cunetas de hormigón o mampostería (Figura 4.4).



Figura 4.4. Trabajos de estabilización de taludes mediante construcción de muros y escolleras con bloques de caliza en la Rambla de Las Matildes (T.M. Cartagena, Murcia). Foto: Fundación Sierra Minera.

Por el contrario, en áreas naturales o seminaturales, a restaurar mediante recuperación, deben primar métodos de estabilización localizados, que requieran escasa mecanización y usen materiales naturales cercanos. En este caso se pueden usar contrafuertes de drenaje a base de bloques, diques de gavión, incrustaciones de *mulch* en regueros, estaquillado de taludes, zanjas con *mulch* y bloques, etc.

4.2.3 Descompactación y compactación

La descompactación se utiliza para reducir la densidad e incrementar la porosidad de un sustrato antropizado de manera que se mejore el drenaje, la aireación y la capacidad de penetración radicular. Esta técnica se aplica a suelos o sustratos fuertemente compactados por el uso directo o el tránsito ocasional de maquinaria pesada (pistas, caminos, carreteras, terreras, pantanos de finos y balsas mineras, etc.), así como a sustratos cementados que se pretende

restaurar o rehabilitar (explanadas o solares urbanos o industriales). También pueden requerir una descompactación previa a la plantación las majadas de pisoteo moderado o puntos de estabulación de ganado sobre sustratos arcillosos. Existen tres técnicas de descompactación de suelos: escarificado, subsolado o ripado, de mayor a menor profundidad de aplicación (Tabla 4.1). Generalmente la técnica requiere del uso de maquinaria pesada, lo que tiene un efecto negativo sobre la vegetación existente. Por ello, en el caso de que la restauración contemple solo la plantación puntual de determinadas especies mediante ahoyado manual o mecánico se desaconseja el uso de esta técnica. Un caso particular de descompactación es el aplicable a áreas naturales o seminaturales semiáridas con costra de sellado en superficie. Estos encostramientos pueden romperse escarificando con rastrillo manual a 3-5 cm de profundidad, lo que permite seleccionar el punto de aplicación y evita dañar la vegetación existente, concentrando las labores en los puntos concretos en donde se realizará la siembra o plantación. En los casos en los que existe una costra caliza en horizontes de suelo más profundos también se ha empleado frecuentemente el subsolado con el fin de incrementar el espacio disponible para el crecimiento radicular. Este subsolado trae consigo el volteo de la estructura natural del perfil del suelo, de manera que se colocan en superficie los horizontes más profundos que en el ámbito calizo mediterráneo frecuentemente están enriquecidos en arcillas. Este mayor contenido en arcillas suele resultar en la impermeabilización de la capa superficial, lo que dificulta tanto la infiltración de agua en el suelo como la emergencia de nuevas plántulas. Por este motivo, en los casos en los que la presencia de una costra caliza pueda limitar el crecimiento radicular se recomienda sustituir el subsolado tradicional por una rotura puntual de la costra en el sitio de plantación mediante ahoyado mecánico.

En áreas contaminadas por residuos minero-metálicos (depósitos y balsas de residuos de lavado de mineral) se suele utilizar el aporte y compactación de una capa de filitas de 30-80 cm de espesor con maquinaria pesada, para inertizar el sustrato contaminado. Posteriormente se vierte una capa de tierra sobre la que se realiza la implantación de una cubierta vegetal. De esta manera se reduce la biodisponibilidad de los contaminantes, así como su movilidad por

procesos de erosión hídrica o eólica. En cualquier caso, la elevada pendiente en taludes de este tipo de ecosistemas degradados a menudo reduce su efectividad a medio-largo plazo, al formarse regueros y cárcavas de erosión. En estos casos el uso de geomallas volumétricas de alta durabilidad que admitan revegetación mediante hidrosiembra u otra técnica de plantación extensiva pueden ser más eficientes, aunque con un mayor coste.

4.2.4 Manejo de la capa superficial del suelo

El manejo de la capa superficial del suelo debe realizarse antes de iniciar una obra, explotación o construcción que implique la denudación o desmonte de los horizontes superficiales (labores mineras, vías de comunicación, cubetas o depósitos de vertido, construcciones). Estos horizontes superficiales, que constituyen las capas más fértiles del suelo, deben ser usados en la restauración posterior de estos terrenos y/o de otros cercanos. El manejo consiste en la retirada con pala o excavadora de los primeros centímetros de suelo. Su principal función es la de favorecer la recuperación de los procesos edafogenéticos, comenzando por la recuperación de la cubierta vegetal a partir del propio banco de semillas del suelo. Es importante conocer el tipo de suelo de la zona (Figura 4.5), así como su variabilidad en función de la orientación, cambios de pendiente y tipo de cubierta vegetal, ya que el suelo puede variar significativamente a escala espacial. Los espesores recogidos habitualmente en proyectos de obra o en recomendaciones de la administración competente oscilan entre los 20 y 40 cm.

Se ha demostrado que para optimizar la respuesta del banco de semillas del suelo ante la perturbación realizada, aportar capas de espesor de más de 10 cm son altamente perjudiciales (Balaguer 2002; Traba et al. 2004). En este sentido, se recomienda retirar la capa superficial del suelo en dos bloques: un primero de 5-10 cm de espesor y un segundo bloque de 10-30 cm. Cada uno de estos bloques deberá ser conservado en acopios temporales de diferentes dimensiones, para no reducir el potencial de revegetación del banco de semillas.

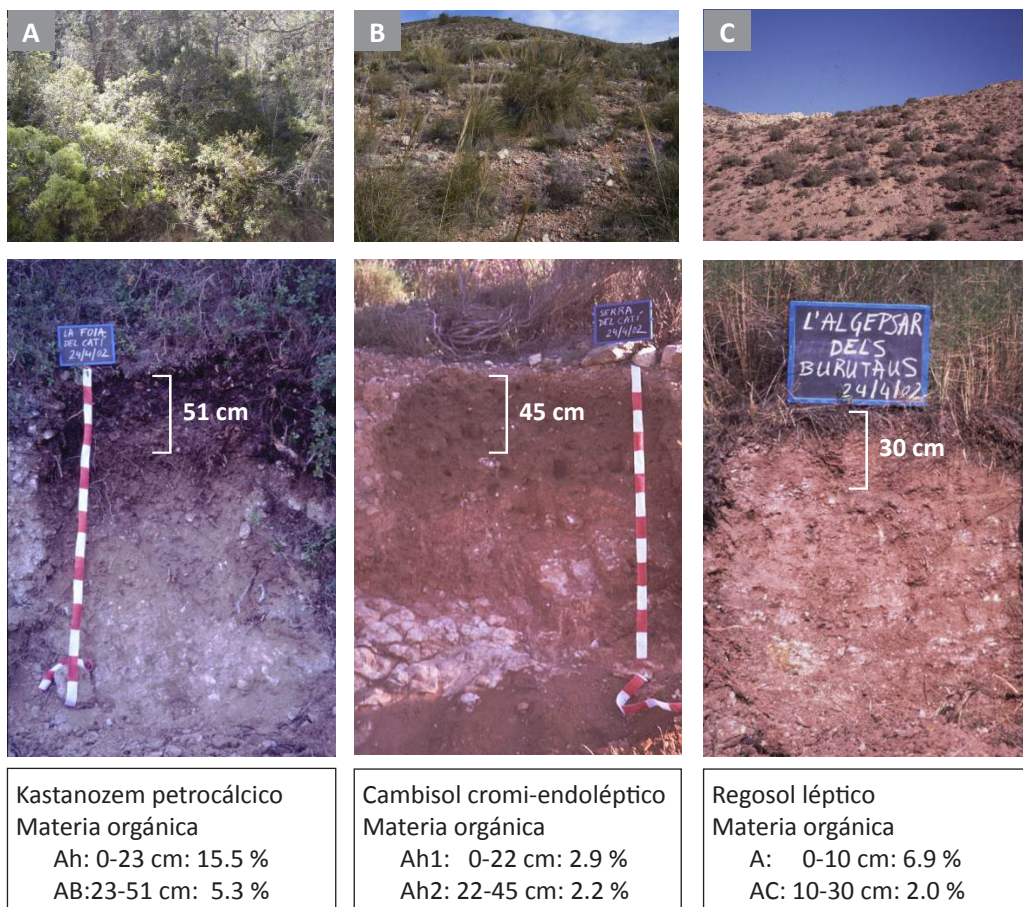


Figura 4.5. Espesor de los horizontes superficiales del suelo en tres perfiles de la Sierra de Crevillente (Alicante), con ombroclima semiárido. A) Coscojar con pino carrasco en umbría; B) Espartal en solana; C) Matorral de *Ononis tridentata* sobre yesos en solana. Nótese que no solo varía la profundidad de los horizontes superficiales, sino también su porcentaje de materia orgánica, que depende del grado de evolución de la vegetación. Fotos y datos: Goberna 2004.

Así, los primeros 10 cm de suelo deben ser estructurados en caballones paralelos de geometría trapezoidal y altura inferior a 2 m; el tiempo de almacenaje debe ser inferior a los 12 meses. El bloque inferior de suelo puede ser acopiado en montículos de hasta 2.5 m de altura durante un año, dependiendo de la textura del sustrato. Los suelos muy arcillosos son los que requieren alturas menores de acopio (0.9 m) y tiempos menores (no más de 6 meses).

4.2.5 Enmienda o fertilización

Se utiliza para mejorar las propiedades físicas y químicas de sustratos que han sido denudados de su capa superficial de suelo y de la que no se dispone en el momento de la restauración. También puede aplicarse a suelos antropizados que han sufrido contaminación orgánica o inorgánica. Estos sustratos suelen mostrar algunos de los problemas siguientes: encostramiento por textura arcillosa, excesiva porosidad en sustratos arenosos o formados por cantos o bloques, muy baja materia orgánica, falta de nutrientes, excesiva acidez o alcalinidad, problemas de salinidad, toxicidad por metales pesados u otros elementos. No es recomendable su aplicación de modo extensivo en restauraciones ecológicas de tipo sustitución, en las que todavía existe una matriz paisajística natural o seminatural, con comunidades biológicas que mantienen un elevado elemento endémico. Por el contrario, pueden ser necesarias en restauración de áreas mineras, como cortas, terreras, pantanos y balsas de estériles minero-metálicos (Clemente et al. 2004); también en escombreras y depósitos de canteras de mármol y áridos. Aunque tradicionalmente se han aplicado de modo extensivo, en los últimos años se viene ensayando su uso de modo puntual, a escala de hoyo, sobre todo en ambientes naturales o seminaturales, para disminuir los efectos colaterales de su aplicación extensiva sobre la vegetación existente.

La fertilización puede hacerse con fertilizantes orgánicos o inorgánicos. Entre los primeros, los residuos compostados suelen dar menos problemas de contaminación por metales pesados que los residuos domésticos o el abono. El *mulch* de paja o de virutas de madera también da buenos resultados, al mejorar la textura del sustrato y presentar una alta relación C/N. No obstante, no conviene abusar en las dosis utilizadas, ya que en condiciones semiáridas la descomposición de los restos vegetales es más lenta que en condiciones más húmedas (Moro y Domingo 2000), a lo que hay que sumar los efectos alelopáticos y mecánicos que algunos tipos de *mulch* pueden tener sobre la germinación y establecimiento de plántulas de la vegetación (Navarro-Cano et al. 2009, 2010). Los fertilizantes inorgánicos (nitrato amónico, sulfato amónico, etc.) son baratos y fáciles de aplicar, aunque se recomienda su aplicación combinada con

el aporte de una fuente de materia orgánica, para aumentar la capacidad de retención de nutrientes (VV.AA. 1989). También en este caso es recomendable ajustar correctamente la dosis para evitar problemas de exceso de nutrientes. Esto puede tener efectos negativos sobre los organismos edáficos y la dinámica de la vegetación recolonizadora, al favorecer la instauración de comunidades nitrófilas ruderales muy persistentes. En la Figura 4.6 se muestra un ejemplo de aplicación de los métodos de preparación del terreno, una secuencia de acciones de restauración mediante sellado que incluyen remodelación, compactación y enmienda de una balsa de estériles mineros.

4.3 Elección de especies: criterios y métodos de selección

En restauración resulta fundamental la elección adecuada de las especies vegetales objeto de plantación o manejo, de acuerdo con la imagen objetivo que se pretende alcanzar. Las plantas o productores primarios representan el armazón físico y biológico sobre el que se ensamblan el resto de niveles tróficos para construir un ecosistema, por lo que en la mayoría de proyectos de restauración son el principal nivel sobre el que se actúa de modo directo. En las ocasiones en que se aplica una enmienda orgánica al suelo, con el fin de aumentar la fertilidad, también se aporta una importante carga microbiana que favorecerá la descomposición de la materia orgánica y el ciclado de nutrientes. En determinadas ocasiones puede ser además necesario incorporar al proyecto de restauración la introducción o el control de herbívoros o depredadores, que pueden interferir o favorecer la actividad y desarrollo de los productores primarios para alcanzar el ecosistema de referencia.

En términos generales, son muy pocas las especies para las que se ha ensayado históricamente la plantación o siembra en restauración o repoblación. Incluso la plantación, como técnica más usada, requiere de un análisis crítico acerca del potencial restaurador que se deja escapar. Por ejemplo, en la actualidad tan solo se utiliza un 4% de las especies de la flora peninsular (Balaguer 2002). Tras estudiar la oferta de planta de siete viveros nacionales

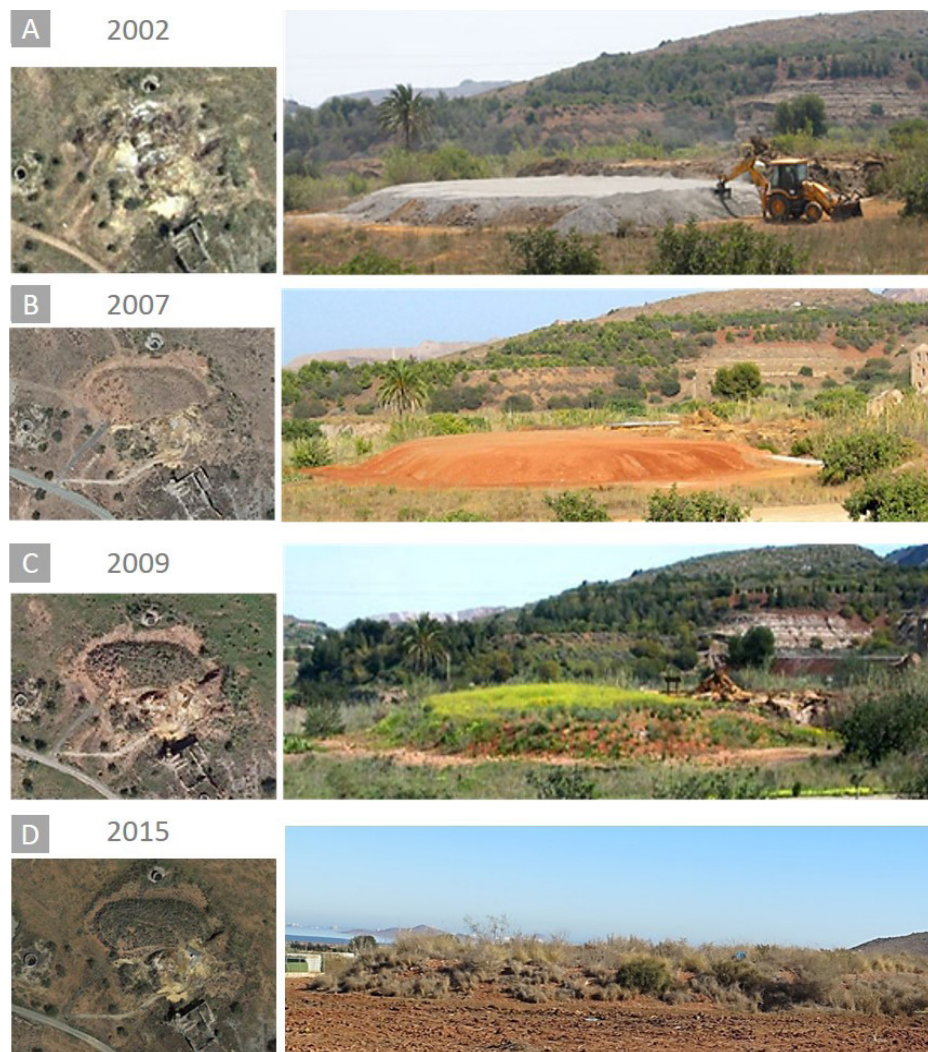


Figura 4.6. Restauración de tipo sustitución llevada a cabo en 2005 en un depósito de estériles minero-metálicos en las inmediaciones de la Mina Las Matildes (El Beal, Cartagena). Se muestran imágenes aéreas de la balsa antes de la restauración (2002), dos años después (2007), cuatro años después (2009) y 10 años después de la restauración (2015). La balsa fue remodelada y cubierta con una capa de filitas, que fueron compactadas (A); posteriormente se cubrió con una capa de suelo superficial de 40 cm (B), sobre la que se realizó una plantación con especies de matorral y pastizales autóctonos, que han compartido hábitat con comunidades espontáneas de herbáceas ruderales durante los primeros años (C), para finalmente convertirse en la vegetación dominante del depósito 10 años después de la plantación (D). Fotos: Fundación Sierra Minera. Ortofotos 2002, 2007 y 2009: Infraestructura de datos espaciales de la Región de Murcia (<http://iderm.imida.es/iderm/>); Ortofoto 2015: Google Earth.

especializados en restauración, el mismo autor constató un sesgo significativo hacia especies arbóreas frente a arbustivas o de matorral, y hacia especies leñosas frente a herbáceas, lo que repercute negativamente en las posibilidades de restauración de áreas semiáridas. En ambientes semiáridos sometidos a un fuerte estrés físico-climático, la vegetación arbustiva o de matorral constituye parte esencial de la vegetación potencial (ver, por ejemplo, Alcaraz et al. 1999; Mota et al. 1997), y las comunidades de herbáceas acompañantes concentran el grueso de la diversidad vegetal. Por estas razones es necesario ampliar la oferta viverística de especies de plantas para restauración y revegetación, intentando incorporar taxones de todos los grupos funcionales y procedencias a escala regional. Cabe recordar que se necesita mejorar el conocimiento sobre la biología reproductiva y propagación de nuevas especies con potencial restaurador, sobre todo en el ámbito local y regional, por lo que se necesita más investigación al respecto (Martínez-Sánchez et al. 2008). Además, en muchos casos la biología de la conservación puede aportar conocimiento importante para aumentar esta oferta viverística, al estudiar la propagación y plantación de especies protegidas de distribución restringida, que pueden tener un cierto interés en restauración a escala local.

La importancia de los rasgos funcionales y filogenéticos a la hora seleccionar la planta para restauración es otro de los aspectos poco considerados hasta la fecha, que merece una mayor atención (apartados 2.2 y 3.6). Sabemos que plantas alejadas filogenéticamente tienden a ser funcionalmente dispares (Blomberg et al. 2003), lo que permite su coexistencia, una utilización más eficaz de los recursos y una atenuación de los principales factores de estrés ambiental (Navarro-Cano et al. 2014). Por ejemplo, en ecosistemas semiáridos gobernados por facilitación, las plantas nodriza tienden a beneficiar a plantas filogenéticamente distantes, aumentando así la diversidad filogenética vegetal (Valiente-Banuet y Verdú 2007). El uso más eficiente de los recursos por parte de comunidades vegetales filogenética (y funcionalmente) más diversas hace que éstas sean más productivas (Cadotte et al. 2008). Además, estas comunidades vegetales parcheadas tiene un efecto en cascada sobre la estructura de las comunidades microbianas del suelo, como responsables directas de los ciclos

biogeoquímicos y flujos de energía en ecosistemas terrestres (Goberna et al. 2014). En este sentido, debe profundizarse en la selección de pares o grupos de especies con rasgos funcionales complementarios. Por ejemplo, los rasgos radicales no suelen recibir mucha atención, más allá de la fase de producción en contenedor dentro de vivero. Sin embargo, pueden ser decisivos a la hora de conseguir comunidades en las que primen los procesos de facilitación frente a la competencia por los recursos. Si además el ecosistema degradado presenta problemas de erosión, este tipo de rasgos pueden jugar un papel importante en su control y estabilización (De Baets et al. 2007). El uso combinado de especies con rasgos complementarios puede cumplir funciones complementarias: efecto nodriza, retención de suelo, efecto *mulch*, fijador de nitrógeno, etc.

Para la elección de las especies de plantación conviene contestar a las siguientes preguntas en cada proyecto de restauración:

- a) ¿Qué mecanismo(s) de ensamblaje de las comunidades (ej. filtros ambientales físicos y químicos, interacciones ecológicas positivas o negativas) operan en el ecosistema de referencia?
- b) ¿Qué tipos funcionales forman las comunidades del ecosistema de referencia?
- c) ¿Qué rasgos funcionales presenta cada tipo funcional?
- d) ¿De qué especies en el ámbito local de actuación disponemos para cada tipo funcional?
- e) ¿De acuerdo con los rasgos funcionales de esas especies conviene su plantación de modo individual o agregado?
- f) ¿De acuerdo con los rasgos funcionales de esas especies conviene su plantación mediante plantones, mediante siembra o mediante una combinación de ambas?

Un ejemplo para explicar la importancia de someter un proyecto de restauración a estas cuestiones lo tenemos en el caso de la selección de especies de plantación en proyectos de restauración de depósitos de residuos minero-metalíferos en la Sierra Minera de La Unión (Murcia). Los primeros proyectos de fitoestabilización durante los años 80 de estos depósitos con altas concentraciones de metales pesados, alta salinidad y, en ocasiones, pH ácido consistían básicamente en cubrir el sustrato contaminado con la denominada “tierra vegetal” (horizontes superficiales de suelo fértil). Sobre este sustrato se realizaban plantaciones con *Pinus halepensis*, casi la única especie autóctona de interés forestal para ambientes áridos en aquel momento. A veces las plantaciones incorporaban además algunas especies alóctonas como *Acacia* sp. o *Medicago* sp. La frecuente aparición de cárcavas por erosión de la capa de tierra aportada en los taludes de estos depósitos y la constatación de que la vegetación implantada se comporta como una comunidad poco dinámica, con problemas de automantenimiento, pobre en especies y que limita su campo de acción radicular sobre todo a esa capa fértil, desaconseja su uso en depósitos con pendientes pronunciadas (Figura 4.7). El elevado coste por hectárea que conlleva realizar un sellado eficaz con una capa impermeable en toda la superficie del depósito, así como la necesidad de utilizar planta autóctona con ciertas especificaciones (procedencia, diversidad, resistencia a la sequía), para su plantación sobre la tierra aportada encima de la capa impermeable ha llevado a un uso muy puntual de esta técnica en la zona. En los últimos 15-20 años el esfuerzo se ha focalizado en la búsqueda de especies locales, resistentes a las condiciones de estrés abiótico extremo de estos depósitos (Conesa y Schulín 2010), para su uso en programas de fitoestabilización. Las especies encontradas se han clasificado según su capacidad bioacumuladora o fitoextractora de metales pesados del suelo (Cd, As, Pb, Zn, Cu, etc.). Sin embargo, casi todos estos estudios asumen que el filtrado ambiental impuesto por el sustrato de los depósitos mineros es el único mecanismo de ensamblaje de las comunidades de plantas que allí aparecen. Recientemente hemos evaluado los mecanismos de ensamblaje de las comunidades de plantas en 12 de estos depósitos. Así, hemos detectado el predominio de la facilitación ecológica, que produce un parcheado de la vegetación, alternado con comunidades de claros, en donde predomina un filtrado

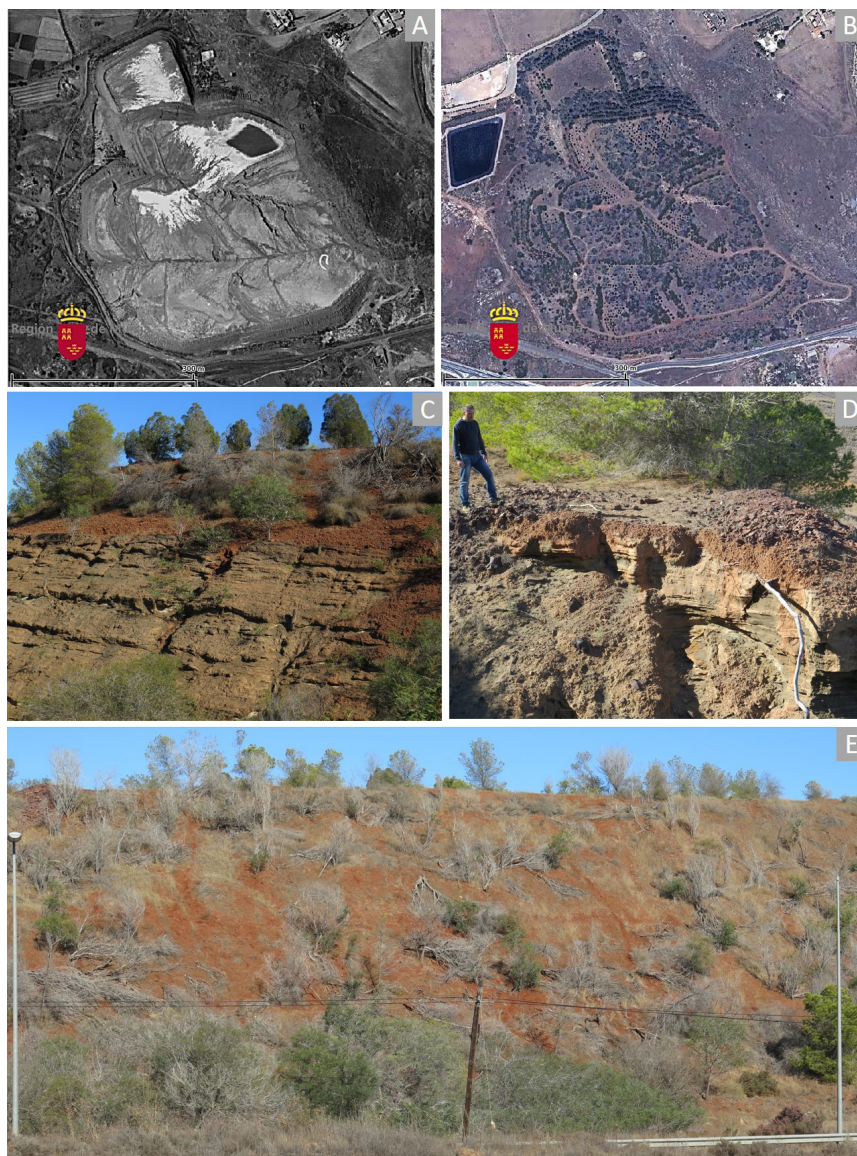


Figura 4.7. Depósito de residuos de lavado de minerales metálicos en el Llano del Beal (Cartagena). En (A) se observa el depósito ya abandonado en 1981. El depósito fue estabilizado a principios de los 90 mediante aporte de una capa de tierra de 30-50 cm y plantación en la meseta de *Pinus halepensis*, *Tetraclinis articulata* y *Acacia* sp., presentando en 2013 el aspecto observado en (B). La inestabilidad de la capa de tierra en los taludes (C), la formación de cárcavas (D) y la mortandad masiva de vegetación madura en los taludes de solana (E) favorecen la degradación del depósito (Ortofotos: Infraestructura de datos espaciales de la Región de Murcia (<http://iderm.imida.es/iderm/>)).

abiótico de las especies. Las 170 especies encontradas se han clasificado en tres grupos funcionales: i) nodrizas (13 especies), es decir, especies capaces de colonizar el sustrato desnudo y permitir el establecimiento de otras especies bajo su copa, ii) facilitadas (94), especies que prefieren crecer bajo especies nodriza y iii) pioneras (30), especies capaces de colonizar los claros del depósito sin ayuda de una nodriza, pero que no facilitan a otras especies bajo su copa. A las restantes 33 especies no se les pudo asignar tipo funcional debido a su baja frecuencia en los muestreos. Hemos comprobado que varias de las especies de plantas nodriza mejoran la fertilidad del suelo bajo su copa, lo que redundará en una mayor actividad microbiana en términos de ciclado de nutrientes y descomposición de la materia orgánica. Además, a partir de una matriz de rasgos funcionales de las especies de plantas presentes en los depósitos mineros se observó que las especies nodriza presentan rasgos distintivos con respecto a las facilitadas y las pioneras, entre los que destacan una mayor altura de la planta, mayor longitud, profundidad y lateralidad de las raíces, menores cocientes profundidad/lateralidad y longitud/peso seco de raíces y menores áreas foliares específicas. La asociación entre tipos funcionales de especies y sus rasgos funcionales sugiere la posibilidad de utilizar pares de especies funcionalmente complementarias en la restauración de estos ambientes contaminados altamente estresantes para las plantas (Figura 4.8). Con este propósito se pueden utilizar plantas nodriza establecidas en los depósitos de forma natural o plantarlas, en los casos de especies nodriza poco abundantes, para favorecer la posterior colonización bajo las nodrizas por parte de las especies focales. Además, hemos comprobado que en algunos casos se puede sembrar directamente bajo nodrizas ya existentes, lo que abarataría los costes de un proyecto de fitoestabilización de estos depósitos (Figura 4.9). Este ejemplo ilustra cómo el conocimiento de los factores que determinan el establecimiento y ensamblaje de las especies en un ecosistema, puede incrementar la viabilidad de un programa de restauración ecológica.

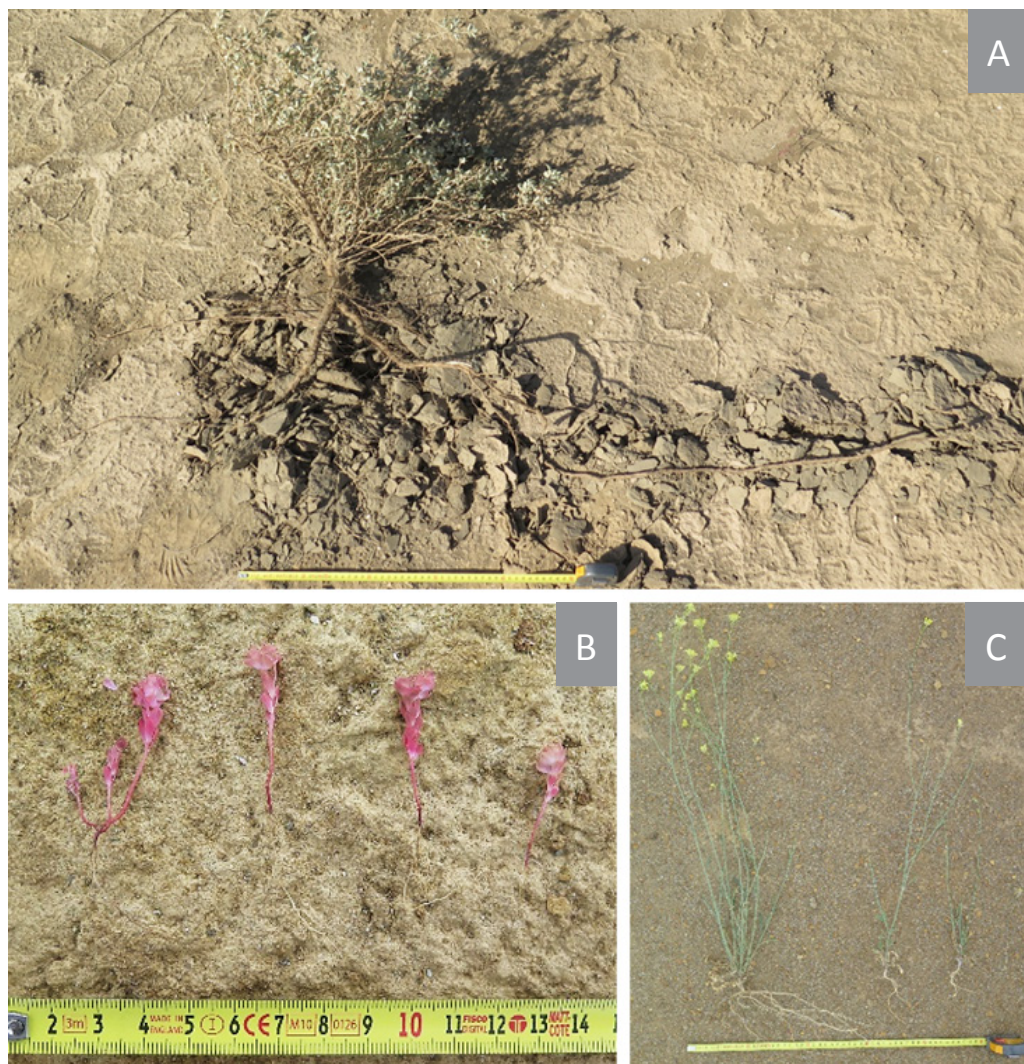


Figura 4.8. Los rasgos funcionales relacionados con las raíces a menudo son ignorados en la selección de especies para restauración. Ejemplos de raíces de los tres tipos funcionales de especies colonizadoras de depósitos de residuos minero-metalíferos en la Sierra Minera de La Unión (Murcia): la nodriza *Atriplex halimus* (A), la pionera *Euphorbia falcata* (B) y la facilitada *Erucastrum virgatum* (C).

4.4 Implantación de especies

Una vez realizada la selección de especies y la asignación de los hábitats de plantación dentro del área a restaurar, se procederá a la propagación de acuerdo con el método de implantación proyectado. Para ello se debe tener en cuenta el calendario de plantación previsto para ajustar la recolección de semilla y su propagación.

El método de implantación se debe elegir en función del sitio y la especie. Si revisamos la bibliografía sobre restauración ambiental y repoblación forestal en ambientes semiáridos de la Península Ibérica, durante la segunda mitad del siglo XX se ha pasado del predominio del monocultivo de pino carrasco a la introducción, generalmente en ensayos piloto, de especies arbustivas (Tabla 4.2). La introducción de muchas de estas especies se ha planteado como plantaciones de diversificación o enriquecimiento de formaciones vegetales más o menos antropizadas (Carreras et al. 1996). En la mayoría de los casos se trata de campos de cultivo abandonados, zonas sometidas a incendios recurrentes o antiguas repoblaciones de pino carrasco muy empobrecidas en sotobosque (MIMAM 2002; Sánchez-Balibrea et al. 2007; Padilla et al. 2004, 2009).

El método de implantación de especies vegetales más habitual ha sido el de la introducción de plantones de 1-2 savias, bien en líneas de plantación con subsolado, o en hoyos manuales o mediante retroexcavadora. Por el contrario, las técnicas de semillado han sido poco utilizadas en la actividad repobladora moderna en el ámbito de la cuenca mediterránea (Castell y Castelló 1996; Carreras et al. 1996), posiblemente condicionadas por los ensayos realizados durante la primera mitad del siglo XX con marras generalizadas por problemas de depredación o irregularidad climática (Domínguez-Lerena et al. 2001). De hecho, en el ámbito forestal se desaconseja su uso en ambientes semiáridos de la Península Ibérica (Serrada 1993), si bien la mayoría de las experiencias negativas con este método se basaron en métodos extensivos de siembra en los que no se realizó una selección del microhábitat de plantación ni se combinó la siembra con métodos para reducir la depredación. En términos teóricos las

Tabla 4.2. Algunos ejemplos de proyectos piloto de implantación de arbustos en ambientes semiáridos degradados del Sureste Ibérico.

Especie¹	Provincia	Referencia
<i>Anthyllis cytisoides</i>	Almería	Padilla et al. 2004
<i>Ceratonia siliqua</i>	Alicante; Almería; Murcia	Vilagrosa et al. 2008; Padilla et al. 2004; Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Chamaerops humilis</i>	Almería; Murcia	Padilla et al. 2004; Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Ephedra fragilis</i>	Alicante; Almería; Murcia	Vilagrosa et al. 2008; Padilla et al. 2004; Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Genista umbellata</i>	Almería; Murcia	Padilla et al. 2004; Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Juniperus oxycedrus</i>	Alicante; Almería; Murcia	Vilagrosa et al. 2008; Padilla et al. 2004; Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Juniperus phoenicea</i>	Almería	Padilla et al. 2004
<i>Lycium intricatum</i>	Murcia	Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Medicago arborea</i>	Alicante	Maestre et al. 2001
<i>Olea europaea</i> var. <i>Sylvestris</i>	Alicante; Almería; Murcia	Vilagrosa et al. 2008; Padilla et al. 2004; Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Osyris quadripartita</i>	Alicante	Vilagrosa et al. 2008
<i>Pistacia lentiscus</i>	Alicante; Almería; Murcia	Maestre et al. 2001; Padilla et al. 2004; Sánchez-Balibrea et al. 2007; Vilagrosa et al. 2008
<i>Quercus coccifera</i>	Alicante; Almería; Murcia	Maestre et al. 2001; Padilla et al. 2004; Sánchez-Balibrea et al. 2007; Vilagrosa et al. 2008
<i>Quercus rotundifolia</i>	Murcia	Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Rhamnus lycioides</i>	Alicante; Almería; Murcia	Vilagrosa et al. 2008; Padilla et al. 2004; Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Rhamnus alaternus</i>	Murcia	Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Salsola genistoides</i>	Alicante	Vilagrosa et al. 2008
<i>Salsola oppositifolia</i>	Murcia	Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Periploca angustifolia</i>	Murcia	Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Tetraclinis articulata</i>	Alicante; Murcia	Vilagrosa et al. 2008; Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Withania frutescens</i>	Murcia	Sánchez-Balibrea et al. 2007
<i>Ziziphus lotus</i>	Almería; Murcia	Padilla y Pugnaire 2006; Sánchez-Balibrea et al. 2007

¹En todos los casos se usaron plantones de 1-2 savias con plantación en hoyo o microcuenca con ahoyado mecánico o manual, a excepción de Padilla et al. (2004), que incluyó subsolado lineal.

siembras suponen una ventaja con respecto a la plantación, ya que se ahorra en costes de producción de planta y, sobre todo, la planta establecida ha pasado un filtro de selección natural en la fase de establecimiento, que es la más restrictiva en el ciclo biológico de la mayoría de las plantas.

Las siembras son habituales en revegetación y restauración ambiental, principalmente en Australia (Mortlock 2000; Close y Davidson 2002; Millson 2002). Existen también experiencias en Sudamérica (Parrotta y Knowles 1999; Engel y Parrotta 2001; Camargo et al. 2002), Norteamérica (Montalvo et al. 2002; Tweedt y Wilson 2002) o Sudáfrica (Snyman 2003; Van den Berg y Kellner 2005).

Por ámbitos de actuación, las técnicas de semillado han sido propuestas principalmente para rehabilitación de áreas mineras (Plass 1976; Tackett y Graves 1983; Brofas y Karetsos 2002). También son relativamente frecuentes en estabilización y revegetación de taludes de origen antrópico, ensayándose en este caso el uso de hidrosiembras (Sheldon y Bradshaw 1977; Muzzi et al. 1997; Albaladejo et al. 2000; Tormo et al. 2006; Soliveres et al. 2011). Así mismo, se ha usado la siembra de herbáceas tras incendio como método de reducción de los efectos erosivos a corto plazo (Ruby 1989; Fernández-Abascal et al. 2003). Por último, el aporte de semillas también ha sido aplicado a la recuperación o restitución de poblaciones de especies amenazadas (Cully 1996; Morgan 2000). Sin embargo, las experiencias de este tipo en ambientes semiáridos del sureste peninsular son prácticamente inexistentes. En este sentido, las nuevas expectativas suscitadas acerca de las posibilidades de aplicación de las interacciones positivas entre especies dentro del ámbito de la ecología de la restauración, así como la necesidad de buscar técnicas de mínimo impacto, obligan a valorar de nuevo, esta vez de modo integrado, las técnicas de siembra como alternativa o complemento para la restauración de ambientes semiáridos.

Entre el amplio abanico de técnicas de implantación recomendamos a continuación las que consideramos más útiles en ambientes semiáridos, dada la escasa mecanización necesaria y, por tanto, su mínimo impacto sobre el suelo y la vegetación existente. Un desarrollo más detallado sobre el modo

de aplicación de cada una de ellas puede obtenerse en trabajos como los de VV.AA. 1989, Serrada 1993, Carreras et al. 1996, VV.AA. 1998, Castro et al. 2002 y Bainbridge 2007.

4.4.1 Selección del micrositio de plantación

El suelo puede variar espacialmente a escala centimétrica, tanto en su profundidad (distancia de la superficie a la roca madre) como en sus características superficiales (presencia de hojarasca, pedregosidad, costra de sellado, afloramientos rocosos, etc.) y en las propiedades físicas y químicas de la matriz edáfica (densidad aparente, granulometría, estructura, contenido en materia orgánica, etc.). Todos estos parámetros afectan directamente al establecimiento y crecimiento vegetal ya que determinan el espacio disponible para el crecimiento radicular, así como la porosidad, aireación, el contenido en nutrientes y la humedad del suelo. Por este motivo, la selección del sitio de plantación a microescala puede determinar significativamente la supervivencia y el desarrollo de la vegetación implantada.

La estrategia más exitosa para seleccionar el micrositio de plantación consiste en la detección sobre el terreno de bolsas o islas de suelo fértil. El microrelieve, es decir la variabilidad topográfica a microescala, es un factor clave que puede alterar el espesor de los horizontes superficiales, que constituyen la capa más fértil del suelo. Utilizar las variaciones en el microrrelieve resulta especialmente relevante para restaurar zonas degradadas con pendientes elevadas, en las que la pérdida de suelo por escorrentía superficial dificulta el establecimiento de la vegetación. En estas áreas, pequeños cambios topográficos que reduzcan la pendiente pueden generar bolsas de suelo en las que se acumulan preferencialmente el agua y los nutrientes, entre otras partículas, que arrastran los flujos superficiales. Estas bolsas de suelo se comportan como pequeñas islas de fertilidad en las que se puede incrementar el éxito de la vegetación implantada. En ecosistemas áridos y semiáridos, es frecuente encontrar islas de fertilidad dispersas en el terreno, no solo asociadas a las variaciones topográficas

sino también causadas por la distribución parcheada de la vegetación. En estos sistemas en los que el agua es limitante, la vegetación suele ensamblarse en parches formados por múltiples especies de plantas rodeados por una matriz prácticamente desprovista de vegetación (Aguiar y Sala 1999). Los parches de vegetación típicamente están formados por una planta nodriza, que es resistente al estrés ambiental y que atenúa las duras condiciones climáticas y edáficas bajo su copa, de manera que facilita el establecimiento de otras especies de plantas que no son tan tolerantes a las condiciones ambientales (apartado 3.6). El conjunto de cada planta nodriza y sus facilitadas mejoran sinérgicamente la fertilidad del suelo en los parches de vegetación, que así suelen verse como islas fértiles embebidas en una matriz de suelo yermo (Navarro-Cano et al. 2016). En ecosistemas objeto de restauración en los que se detecta un parcheado de vegetación por facilitación, se pueden utilizar los parches para introducir bajo ellos especies que requieren unas condiciones de establecimiento más exigentes que las que ofrecen los claros entre parches. Este método es aconsejable para introducir especies de etapas secundarias de la sucesión, bien a partir de plantones o mediante siembras directas en micrositio.

Conviene puntualizar que los parches de vegetación no siempre constituyen islas de fertilidad. Dicho de otro modo, en ocasiones no se encuentran diferencias en la fertilidad del suelo dentro y fuera del parche de vegetación. Este hecho se ha atribuido a varios factores: 1) el crecimiento estacional entre parches de vegetación perenne de plantas herbáceas que anualmente aportan sustancias orgánicas al suelo y pueden condicionar la distribución espacial de los nutrientes (Bolton et al. 1990, Halvorson et al. 1994); 2) el crecimiento lateral de raíces e hifas de hongos desde los parches de vegetación hacia los claros (Puigdefábregas et al. 1999, Rillig et al. 2004), en los que pueden aportar sustancias orgánicas; 3) la dinámica de los parches en la ladera, por ejemplo cuando la planta nodriza presenta crecimiento clonal (Sánchez y Puigdefábregas 1994). Todos estos factores tienen en común el hecho de que aportan sustancias orgánicas a los claros entre parches de vegetación. La permanencia de esta materia orgánica en los claros depende del nivel de pendiente y de la presencia de algún agente (como la pedregosidad superficial) que evite su arrastre por erosión (Poesen y Lavee

1994). Independientemente de si los parches de vegetación constituyen islas de fertilidad o no, tanto los parches como cualquier tipo de obstáculo colocado en una pendiente produce una modificación asimétrica de las propiedades del suelo a su alrededor por su interacción con los flujos de agua (Bochet et al. 1999). Esta interacción provoca la formación de zonas de acumulación de sedimentos, agua y nutrientes aguas arriba del parche (pedestales) y de zonas de lavado de suelo aguas abajo del parche (microcárcavas) (Bochet et al. 1999). Los pedestales constituyen sitios especialmente apropiados para la plantación. En sustratos poco consolidados y fácilmente erosionables se pueden crear artificialmente estos pedestales mediante el acopio y fijación de restos de poda, que actuarán como barrera frente a los sedimentos movilizados por escorrentía superficial o por el viento. Así mismo, los regueros o pequeñas cárcavas en laderas fácilmente erosionables pueden ser usados para crear micrositios de plantación mediante la construcción de banquetas o pequeñas fajinas que actúen como sumideros de agua y nutrientes. En estos casos las plantas introducidas en los micrositios creados para corregir los flujos de escorrentía aceleran el desarrollo de parches de vegetación y por tanto son más eficientes en la lucha contra la erosión en ladera.

4.4.2 Siembra

Los métodos de siembra pueden agruparse en dos categorías: los métodos extensivos y los métodos puntuales (Figura 4.9). A la hora de elegir uno u otro método resulta fundamental conocer las propiedades físicas y químicas del sustrato, los requerimientos del nicho de establecimiento de las especies a utilizar y la posible existencia de depredación de parte de las semillas por la fauna silvestre. También es importante hacer un cálculo de la densidad de semillas necesaria en cada caso, en función del potencial germinativo de cada especie y de la depredación estimada en cada sitio. A continuación se describen brevemente estos métodos.



Figura 4.9. Ensayo de siembra en micrositio en un depósito de residuos minero-metalíferos de la Sierra Minera de La Unión (Murcia). Se sembró una mezcla de 10 especies locales en dos micrositios: bajo parches formados por seis nodrizas diferentes y en sus claros adyacentes. En claro la especie emergida más habitual fue *Zygophyllum fabago*, con emergencia puntual de *Vulpia myuros*, mientras que bajo parches emergieron habitualmente hasta cinco especies diferentes, incluidas *Piptatherum miliaceum*, *Atriplex halimus*, *Rhamnus lycioides*, *Lavandula dentata* y *Tetraclinis articulata*.

Siembra a voleo

Consiste en la diseminación de propágulos de forma aleatoria, simulando una lluvia natural de semillas. Carreras et al. (1996) recomiendan emplear cantidades del orden de 15 gr/m² de semillas para ambientes mediterráneos, si bien, la cantidad de semilla debe ajustarse a las características del ecosistema de referencia y los rasgos de las especies seleccionadas. Se ha utilizado princi-

palmente para la implantación de mezclas de especies con semillas de pequeño tamaño (leguminosas, gramíneas, etc.), que formen herbazales y pastizales. No se recomienda en pendientes superiores a los 20° (VV.AA. 1989). Normalmente se usan especies con semillas que no superen los 10 mg de peso y que sean capaces de germinar en superficie. En cualquier caso, se recomienda favorecer el enterramiento o el escape de depredadores mediante rastrillado posterior, o bien, mezclando los propágulos con arena de tamaño similar antes de la siembra (Serrada 1993) o aplicando *mulch* sobre el suelo una vez sembradas (Bainbridge 2007), lo que favorece la ocultación y disminuye el estrés físico de las plántulas emergidas. No obstante, tanto el rastrillado como la aplicación de *mulch*, aunque de gran utilidad en ambientes áridos y semiáridos sobre sustratos muy arcillosos, encarece el coste total de la siembra (VV.AA. 1989).

La siembra a voleo puede hacerse de modo manual o mecanizado. Actualmente es una técnica poco usada en restauración, y siempre con procedimientos mecánicos, mediante sembradoras centrífugas o aperos de siembra conectados a un tractor. No obstante, consideramos que la siembra manual a voleo puede ser de gran utilidad en restauraciones de tipo recuperación o sustitución, en el ámbito de espacios protegidos o áreas con hábitats de interés comunitario o especies bajo protección legal. En estos casos, la aplicación manual de la siembra evita los efectos negativos sobre el suelo o la vegetación existente del paso de maquinaria pesada. También permite seleccionar el microhábitat de plantación, por lo que puede combinarse con la selección de manchas o individuos preexistentes de otras especies que tengan un efecto nodriza (Castro et al. 2004). Estos autores han constatado efectos facilitativos de muchas especies de matorral y tomillar sobre plantones de árboles y arbustos, cuando se plantan combinados, si bien, no han ensayado siembras bajo estas nodrizas. Al mismo tiempo, es importante desterrar la idea de que es necesario un desbroce previo de la zona de siembra o plantación, para reducir la competencia, puesto que en ambientes sometidos a un fuerte estrés hídrico, los parches de vegetación actúan como barreras captadoras de propágulos, como islas de fertilidad y como microhábitats protectores frente a la depredación (Aguiar y Sala 1999; Castro et al. 2004; Barberá et al. 2006).

Las siembras manuales a voleo también pueden ser útiles para atraer la atención de granívoros y saciarlos utilizando una especie silvestre o comercial poco agresiva (cebada, avena, etc.), desviando así la atención de los microhábitats en los que se ha realizado siembra localizada de la especie de implantación, cuya germinación y emergencia de plántulas se ve así favorecida frente a depredadores de semillas.

Siembra en surquillos

También denominada siembra en línea, es la menos usada en la actualidad. Al igual que la siembra a voleo puede realizarse de modo manual o mecanizado. En primer lugar, se abre el surco de plantación, mediante rejonas, cuchillas o rastras, generalmente acoplados a un tractor, para a continuación depositar las semillas o propágulos en hileras, que son entonces enterradas a menudo con la propia sembradora en línea que es el equipo mecanizado más usado en este caso (VV.AA. 1989). Esta técnica solo es recomendable en restauraciones de tipo sustitución o transformación, con pendientes inferiores a los 15-20°, en las que la capa superficial de suelo ha desaparecido o se ha sometido a laboreo con anterioridad y la vegetación natural existente es de tipo ruderal. Puede ser apropiada para sembrar especies arbustivas, de matorral o pastizales en depósitos o terreras remodelados, parcelas industriales abandonadas, campos de cultivo abandonados y repoblaciones jóvenes de pino carrasco en zonas llanas con marras generalizadas y nula recuperación de la vegetación natural.

La siembra manual en surquillos puede ser de utilidad en la creación de bandas de vegetación en solanas con perfiles topográficos suaves, sobre materiales blandos y muy baja cobertura vegetal. De esta manera se pueden crear surquillos manuales de pequeño tamaño (≤ 10 m de longitud, ≤ 20 cm de anchura y ≤ 10 cm de profundidad de surco), que actúen como microcuencas para facilitar la germinación y emergencia de plántulas de especies de matorral o pastizal (ej. *Stipa* sp. pl., *Lygeum spartum*, *Anthyllis cytisoides*, *Atriplex halimus*, *Salsola* sp. pl., etc.) que favorezcan la estabilización y revegetación de la ladera. En este caso se debería combinar con otras siembras fuera de surco para saciar a especies granívoras, tal y como se expuso en el apartado anterior.

Siembra puntual

También denominada siembra en puntos. Es la más barata y de menor impacto negativo sobre el suelo y la cubierta vegetal. Generalmente se realiza de modo manual, mediante el ahoyado superficial, la creación de casillas o de rasps hasta 10-30 cm de profundidad. En sustratos relativamente blandos tan solo se necesita un plantamón o un barrón. En sustratos muy porosos o pedregosos, como dunas, gleras o glaciares con costra meteorizada en superficie no es necesaria preparación del terreno previa, pudiéndose realizar la siembra en micrositio directamente. Ha sido muy poco empleada en el ámbito de repoblaciones y restauración hidrológico-forestal, aunque puede ser muy útil en restauraciones de tipo recuperación y en el reforzamiento de poblaciones de especies de interés en conservación. En este sentido, debe recuperarse su uso en combinación con otras técnicas de preparación de suelo e implantación, de cara a la mejora de la calidad de hábitats de interés comunitario o de especies protegidas que requieren recuperación o manejo de sus poblaciones en el marco de ambientes sensibles, que no admiten labores realizadas con maquinaria pesada. Su uso debe venir precedido por estudios de viabilidad en cada caso, para evitar problemas de depredación de semillas, de ausencia de emergencia de plántulas o de baja supervivencia de éstas por una inadecuada asignación del nicho de establecimiento.

Como ejemplo, Barberá et al. (2006) y Navarro-Cano et al. (2007, 2009 y 2010) han ensayado en la Región de Murcia la siembra manual de diversas especies arbustivas y de matorral en micrositios que podían actuar como islas de fertilidad potenciales en espartales y pinares de repoblación. En el caso de los espartales, la siembra junto a las macollas de esparto mejora significativamente la emergencia de plántulas de *Anthyllis terniflora*, *Rhamnus lyciodes*, *Quercus coccifera* y *Stipa tenacissima* con respecto a los propágulos sembrados en los claros anexos a las macollas de esparto, no teniendo efectos evidentes sobre *Cistus clusii* o *Helianthemum violaceum*. Sin embargo, en todos los casos se han constatado niveles importantes de depredación de semillas por hormigas, micromamíferos y jabalíes. En el caso de los pinares de repoblación se han

detectado efectos negativos de la capa de hojarasca de pino sobre la emergencia y crecimiento de plántulas de *Stipa tenacissima*, *Anthyllis cytisoides*, *Diplotaxis harra* subsp. *lagascana* y *Thymus zygis* subsp. *gracilis* cuando se compara el resultado de la siembra de estas especies bajo la copa de los pinos con respecto a los claros entre las líneas de plantación. En cualquier caso, no hay que olvidar que deben ser muchas las especies vegetales que pueden actuar como islas de recursos o como plantas nodriza (Figura 4.10), por lo que son necesarios ensayos de siembra y/o plantación para contrastar la utilidad de distintas especies en cada proyecto de restauración ecológica.

Por lo tanto, sería deseable profundizar en las posibilidades de utilización de los parches de vegetación, para la realización de siembras puntuales, intentando reducir la depredación de semillas mediante tubos o mallas protectores, mediante siembras destinadas a saciar a la fauna granívora o con sistemas protectores como el desarrollado en la Universidad de Granada para la siembra de especies de *Quercus* (Castro y Leverkus 2015). En el caso de los pinares de repoblación, que requieren actuaciones de diversificación o de reactivación de la sucesión vegetal, los datos disponibles obligan a plantearse la necesidad de actuaciones de manejo de la capa de hojarasca, en combinación con la selección del micrositio de plantación, para evitar los efectos alelopáticos y la obstaculización mecánica de la pinaza.

Hidrosiembra

Las hidrosiembras consisten en la siembra a presión de una mezcla de agua y semillas, que en ocasiones se acompañan de algunos aditivos que tienen la función de crear un efecto *mulch*, fertilizar la mezcla y favorecer la suspensión homogénea de ésta. Las hidrosiembras pueden ser un método útil para revegetar taludes, incluso en orientaciones de solana. En lugares con acceso a vehículos pesados (taludes de carretera, balsas de estériles, terreras, depósitos de residuos, etc.) se utilizan generalmente hidrosembradoras mecánicas, con 700-12.000 L de capacidad (VV.AA. 1989), que cuentan con mangueras de aplicación de largo alcance. En el caso de terrazas revegetadas, en las que tampoco existen



Figura 4.10. Ejemplos de especies con formas biológicas diferentes, que actúan como nodrizas, creando a veces islas de recursos a diferentes escalas. Por ello son potenciales candidatas para ser utilizadas en restauración mediante siembra en distintos ambientes semiáridos parcheados: *Retama sphaerocarpa* (A), *Atriplex halimus* (B), *Stipa tenacissima* (C), *Piptatherum miliaceum* (D), *Hyparrhenia sinaica* (E), *Paronychia suffruticosa* (F) y *Artemisia herba-alba* (G).

vías de acceso a los taludes entre terraza, puede ser útil el uso de hidrosiembra con mochila o a mano, si bien, la falta de presión que produce este método requerirá de su aplicación desde terraza al talud inferior, y siempre en taludes de longitud reducida. Otro posible uso de la hidrosiembra con mochila o manual consiste en la siembra en parches en los que se ha aplicado manualmente *mulch* vertical incrustado a lo largo de los canales y regueros en terrazas y taludes. Con este método se conseguirá: a) detener la erosión en taludes entre terrazas, b) favorecer su revegetación y c) promover la exportación de propágulos hacia la terraza inferior.

Con independencia del método de implantación, en ambientes termomediterráneos semiáridos y secos es necesario realizar la siembra o hidrosiembra durante el periodo septiembre-noviembre, para hacer coincidir la implantación con el periodo de germinación y emergencia de plántulas, que comienza en octubre y puede alargarse hasta abril (Navarro-Cano 2007). De este modo también se favorece la supervivencia de las plántulas establecidas, al sufrir un endurecimiento natural previo a la sequía estival. En el caso de hidrosiembra en microambientes de umbría y/o con compensación edáfica, ésta puede realizarse hasta diciembre o enero.

Normalmente se usan mezclas de especies comerciales, en las que abundan taxones alóctonos para la zona concreta de aplicación, o especies con requerimientos hídricos menos exigentes que los que existen en las zonas a restaurar. En este sentido, es importante recordar que cada área de restauración requiere de la recolección de semillas de especies locales o cercanas al área de trabajo, no solo por su mejor adaptación en el caso de los ambientes semiáridos, sino para evitar interacciones competitivas no deseadas entre especies alóctonas introducidas y la flora autóctona.

La hidrosiembra con maquinaria pesada es utilizada frecuentemente en restauración de áreas mineras y revegetación de taludes de carretera (Figura 4.11), mientras que la hidrosiembra manual o con mochila en puntos concretos ha sido muy poco utilizada hasta la fecha. Sin embargo, este último método

puede ser de gran utilidad en la revegetación de pequeñas cárcavas sin acceso para vehículos pesados, en la estabilización y revegetación de regueros y canales de erosión producidos por escorrentía y en el refuerzo de poblaciones de especies herbáceas o de gramíneas de interés.




Figura 4.11. Aplicación de una mezcla de semillas mediante hidrosiembra mecanizada en un talud de carretera en la autovía A3 (Requena, Valencia). Fotos: E. Bochet.


La hidrosiembra manual o con mochila permite la selección del microhábitat de siembra, actuando en parches o líneas de drenaje concretas. De esta manera se compensa el sobrecoste por implantación manual, al reducir las marras que se suelen producir al intentar plantaciones homogéneas con maquinaria pesada, en ambientes heterogéneos, en los que existe un mosaico de nichos de establecimiento. Cabe recordar que las fases de germinación y emergencia de plántulas constituyen el principal cuello de botella en la dinámica poblacional de una especie (Harper 1977; Kitajima y Fenner 2000). El nicho de establecimiento es más restringido que el nicho adulto, por lo que los filtros impuestos a la emergencia y supervivencia temprana de plántulas controlan en gran medida la expresión de la comunidad adulta (Young et al. 2005).

En la Figura 4.12 se propone como ejemplo de las posibilidades que puede tener en restauración de ambientes semiáridos la combinación de distintas téc-

nicas de siembra, el caso de una cárcava sobre margas semiáridas. A menudo se ha recurrido a la construcción de diques de laminación en ramblas y barrancos de cuencas geomorfológicamente muy activas en el sureste Ibérico. Sin embargo, se ha comprobado que muchos de estos diques son poco efectivos, al

 H: hidrosiembra con mochila

 S: siembra puntual

 E+H: estabilización mediante trincheras de *mulch* + hidrosiembra manual en micrositio

La creación de una trinchera de *mulch* requiere de: a) selección de un canal o reguero; b) incrustación manual de una gabilla de material vegetal (ej. lastón o esparto) con la ayuda de una pala o barrón; c) fijación al sustrato mediante estacas o ramas.

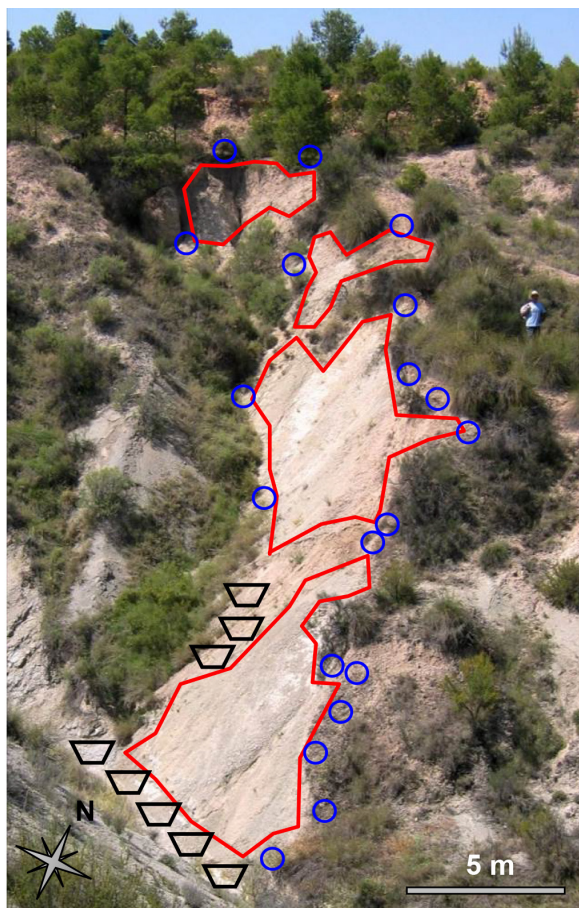
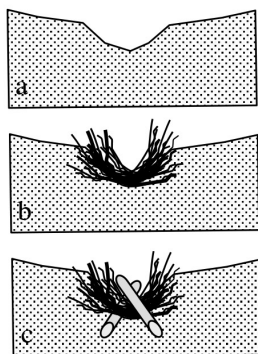


Figura 4.12. Estrategia combinada de revegetación de una cárcava sobre margas, sometida a procesos erosivos intensos que han producido la desaparición de la cubierta vegetal. La zona cuenta con una matriz de vegetación natural. Se propone la combinación de tres métodos de siembra (H, S y E+H) aplicados de manera selectiva a tres micrositios de implantación. Algunas de las especies candidatas a ser utilizadas son: *Rhamnus lycioides*, *Salsola genistoides*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Brachypodium retusum*, *Stipa tenacissima*, *S. parviflora*, *Dactylis hispanica*, *Rosmarinus officinalis*, *Anthyllis cytisoides*, *Thymus membranaceus*, *Helichrysum stoechas*, *Fumana thymifolia*, *Scorpiurus muricatus* y *Plantago albicans*.

quedar colmatados por los sedimentos de las aguas de escorrentía en pocos eventos de lluvia moderada a fuerte (Castillo et al. 2001, 2007). En este sentido el mejor método para luchar contra la erosión sigue siendo recuperar la cubierta vegetal y promover su dinámica, precisamente en los focos iniciales de erosión, que se sitúan a menudo en cárcavas de fuerte pendiente y exposiciones de solana, lo que dificulta su recolonización por la vegetación natural.

4.4.3 Plantación

La plantación mediante plantones producidos previamente en vivero sobre contenedor con sustrato comercial es el método más usado para instaurar una cubierta vegetal en ambientes forestales y campos abandonados. Por el contrario, en ambientes especiales en los que las limitaciones impuestas por el suelo o la fuerte pendiente (suelos contaminados, terraplenes de infraestructuras, etc.) reducen su eficacia, puede no ser la opción más eficiente. La combinación del método de plantación y de siembra no es muy frecuente, si bien, no hay ningún tipo de incompatibilidad, siempre que durante la ejecución del proyecto de restauración se temporalice adecuadamente estas actuaciones para que no interfieran. Así, la plantación puntual de especies arbóreas o arbustivas puede ser perfectamente compatible con la posterior aplicación de siembras de comunidades de herbáceas, siempre que no se usen densidades de semilla muy elevadas, para evitar la competencia por el agua. Este método combinado puede ser perfectamente válido en ambientes semiáridos, en los que se combina plantación de arbustos con siembra de terófitos, hemicriptófitos y caméfitos propios de comunidades abiertas de matorral, adaptadas a la aridez.

Al igual que en el caso de las siembras, los métodos de plantación pueden agruparse en dos categorías: los métodos extensivos y los métodos puntuales. Los métodos extensivos se utilizan cuando la imagen objetivo deseada contempla una alta densidad de planta, mientras que los métodos puntuales de plantación se usan en diseños con baja densidad de planta. A continuación se describen estos métodos.

Plantación mecanizada en terrazas o caballones

La plantación mecanizada se realiza con un tractor oruga al que se le acopla una plantadora mecánica. Se ha usado ampliamente en terrazas, en cuyo caso viene precedida por la creación del perfil aterrazado mediante pala o tractor oruga y el ripado o subsolado de la terraza creada.

Los inconvenientes que esta técnica tiene para su aplicación en ambientes semiáridos son: a) destrucción del perfil de suelo y volteo del mismo, b) creación de terraplenes de pendiente superior al perfil original, c) fomento de procesos erosivos puntuales, d) porcentaje significativo de marras por plantación deficiente, e) nula selección del hábitat de plantación, f) rejuvenecimiento de la vegetación, etc. (Maestre y Cortina 2004; Navarro-Cano et al. 2007; Ruiz-Navarro et al. 2009). A esto hay que unir el hecho de que durante la segunda mitad del siglo XX, la especie predominante en los proyectos españoles de restauración hidrológico-forestal mediante terrazas ha sido el pino carrasco. Esta especie interfiere en el proceso de recolonización natural mediante el control alelopático y mecánico que ejerce su hojarasca sobre el establecimiento de plántulas de la vegetación concurrente (Fernández et al. 2006; Navarro-Cano et al. 2009, 2010). Por todo ello, en la actualidad es una técnica poco recomendada en restauración hidrológico-forestal. Su uso está especialmente desaconsejado en pendientes menores del 35% y mayores del 60%, así como en sustratos yesosos o con caliza activa (VV.AA. 1998). Tampoco se recomienda su uso en restauración de terreras y pantanos mineros (VV.AA. 1989). Por lo tanto, su aplicación se restringe a restauraciones de tipo transformación, sobre materiales consolidados y en ambientes cuya matriz paisajística ya está dominada por elementos artificiales, por lo que el aterrazado no añadirá una herida visual significativa.

Plantación manual en hoyos

Consiste en la plantación puntual de un plantón a raíz desnuda o en envase, mediante la apertura de un hoyo de tamaño variable según la especie. El hoyo puede realizarse a mano, usando un plantamón, un barrón, una azada, un pico

mecánico o una barrena mecanizada helicoidal. En todos los casos la tarea la puede realizar un solo operario, a excepción de la barrena, que requiere dos personas. El tamaño de hoyo oscila entre los 10-40 cm (ancho) × 20-40 cm (profundidad) en el caso del uso de barrón, azada o plantamón, y los 30-40 × 30-100 cm con barrena helicoidal. Los rendimientos que se obtienen no varían significativamente en sustratos más o menos sueltos, oscilando entre los 15 y 20 hoyos, mientras que en sustratos compactos la barrena helicoidal o el uso de pico mecánico permite doblar el número de hoyos (10-12 hoyos/hora) con respecto al plantamón o la azada (5 hoyos/hora) (VV.AA. 1998), aunque conviene recordar que se requiere el doble de operarios para su utilización.

La plantación manual en hoyos es la mejor alternativa para la implantación de arbustos o árboles en ambientes semiáridos que requieren una restauración de tipo recuperación o sustitución, y en la que la orografía del terreno, la dificultad de acceso o la necesidad de no afectar al suelo o la vegetación existente, obliga a utilizar técnicas de mínimo impacto que no requieran maquinaria pesada (Figura 4.13).

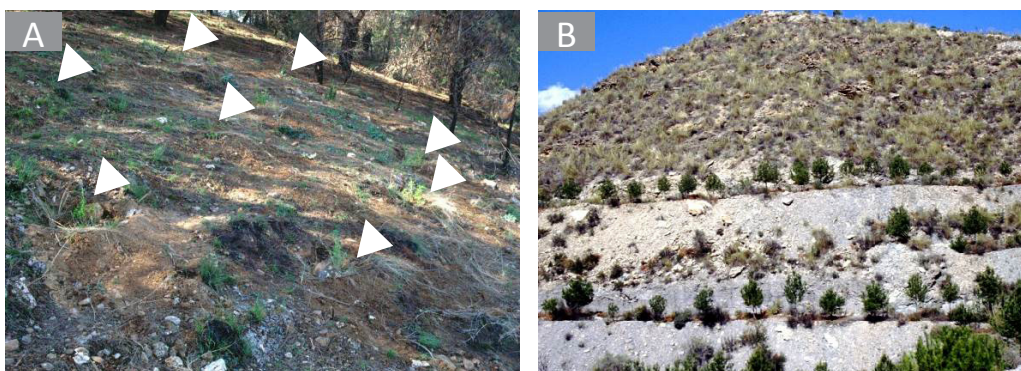


Figura 4.13. Contraste entre el efecto de la plantación manual y mediante maquinaria pesada. Plantación manual en hoyos (A) de una especie en peligro de extinción (*Cistus heterophyllus*) en la zona de Cartagena; se aprovechó el claro de un pinar incendiado el año anterior. Repoblación de 20 años de edad de pino carrasco en terraza (B) en la Sierra de la Torrecilla (Murcia); obsérvense los taludes desprovistos de vegetación generados por el aterrazado.

La plantación manual en hoyos ha sido poco utilizada durante los últimos años, desplazada por las técnicas de plantación mecanizada, que permitían rendimientos muy superiores con un abaratamiento significativo de los costes. Sin embargo, los resultados de la plantación con maquinaria pesada en ambientes semiáridos no han sido satisfactorios en muchos casos. Esto se ha debido a la agresividad en la preparación del terreno (desmontes en terrazas, subsolado, etc.), a la inespecificidad en la elección de la especie y la nula selección del microhábitat de plantación, lo que ha dado lugar a marras generalizadas y problemas de erosión en zonas de fuerte pendiente. Ante estas técnicas convencionales, de fácil diseño y bajo coste por hectárea, las técnicas de plantación manual en hoyos se muestran como una alternativa idónea para plantaciones de refuerzo y diversificación en espacios protegidos o áreas sensibles, que cuentan con hábitats de interés comunitario o especies protegidas (Figura 4.14). Este método puede combinarse con el uso de plantas nodriza (Castro et al. 2002), con la utilización de tubos protectores y con técnicas de semillado, para crear parches de vegetación que actúen como puntos de nucleación para la vegetación de etapas avanzadas de la sucesión.

Plantación manual en fajas o banquetas

Es similar a la plantación manual en hoyos, con la particularidad de que la plantación se realiza en fajas o banquetas mediante la creación de caballones de 1.5-5 m de longitud, 0.2-1 m de anchura y 10-40 cm de profundidad. Resulta adecuada para la creación de parches bandeados de vegetación en laderas de pendiente superior a los 20°. En laderas sobre materiales con sustratos muy compactados puede realizarse mediante motopico, aunque resulta relativamente costosa al obtenerse bajos rendimientos. Por el contrario, sobre taludes con suelos poco consolidados, como margas, o en terreras y depósitos de materiales finos sin consolidar, la formación de fajas o banquetas puede producir durante los primeros años tras la plantación problemas de formación de regueros y acarcavamiento que pueden llevar incluso al colapso de taludes de elevada pendiente tras episodios de lluvias torrenciales. Para evitar esto se recomienda usar rollos de gabión o biorrollos de fibra vegetal, a modo de caballón (Figura



Figura 4.14. Estabilización de un talud ripario periurbano en Bullas (Murcia) mediante la utilización de biorrollos de fibra vegetal de 40 cm de diámetro y 3 m de largo. La actuación llevada a cabo por la Confederación hidrográfica del Segura en 2009 incluyó la plantación de especies leñosas en banquetas sobre los biorrollos. Dado el escaso desarrollo de la vegetación en parte del talud, sería recomendable una corrección mediante el uso combinado de plantación manual en banquetas de especies como *Salix purpurea*, *Rosa micrantha* o *Crataegus monogyna*, e hidrosiembra en talud de herbáceas como *Brachypodium phoenicoides*, *Trachelium caeruleum* y *Ranunculus arvensis*.

4.14), y combinar esta técnica para la introducción de especies arbustivas o gramineas perennes, con la hidrosiembra o siembra manual de herbáceas en los alrededores de la faja o banqueta.

Plantación en hoyos con retroexcavadora

Las retroexcavadoras oruga o las de tipo araña permiten ahoyar en pendientes de hasta 45°, por lo que se han incorporado a las tareas de restauración en lugares poco accesibles. Permiten realizar hoyos de hasta 50 × 100 cm, lo que las hace muy útiles para terrenos con roca madre o costra caliza en superficie, en los que se requiera un ahoyado en profundidad y un levantamiento de la costra superficial. También pueden usarse para crear fajas o banquetas, como en el apartado anterior.

No es recomendable su uso sobre áreas críticas por riesgo geomorfológico o presencia de comunidades vegetales de interés. En sustratos poco consolidados las rodadas y los puntos de apoyo de los brazos generan cierta inestabilidad que puede desencadenar la formación de regueros o surcos de erosión. Así mismo, su uso en áreas críticas, como hábitats de interés comunitario o en ambientes con poblaciones de especies protegidas requerirá de la selección de la rodada y puntos de apoyo, lo que en términos de rendimiento no compensará su uso frente a la plantación manual en hoyos. La plantación en hoyos con retroexcavadora está pensada para la plantación de árboles o grandes arbustos, no siendo una opción rentable ni eficiente para especies de menor porte como arbustos pequeños o matorrales.

4.5 Restauración ecológica de especies y hábitats de interés

La restauración de hábitats o especies concretas, su reintroducción, refuerzo o manejo puede considerarse un tipo particular de restauración ecológica enfocado a preservar poblaciones o comunidades mono- o pluriespecíficas que por su rareza y grado de amenaza requieren de una actuación urgente. La ne-

cesidad de conservar especies, hábitats o ecosistemas nace originalmente por contraposición a la eliminación o sobreexplotación de los mismos. La paradoja de estas dos maneras antagónicas de entender la biodiversidad llevó a la aceptación a partir de la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro de 1992 de la necesidad de hacer un uso sostenible de los recursos. Esto obliga a mantener políticas activas de restauración de hábitats naturales y especies, como queda reflejado, por ejemplo en el caso de España, en el Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017 (BOE 2011).

Conviene aclarar algunos términos habituales en el ámbito de la restauración ecológica de especies o hábitats de interés. Así, cuando se habla de refortalecimiento de una especie nos referimos a la implantación de nuevos efectivos demográficos en poblaciones residuales. La reintroducción se refiere a la introducción en localidades donde el taxón existió. La introducción consiste en la implantación de poblaciones en localidades próximas, por su corología o ecología a las existentes. Por último, la restauración alude a la realización de restituciones que incluyan no sólo la implantación de nuevos efectivos poblacionales, sino también la recuperación previa o simultánea de sus hábitats, lo que requiere tener en cuenta los requisitos abióticos para la especie (propiedades físicas y químicas del suelo, microclima) y el grado de interacción tanto mutualista o antagonista con otras especies presentes en el hábitat.

La restauración ecológica, reintroducción o refuerzo de poblaciones para la conservación de una especie vegetal forma parte de lo que se han denominado técnicas integradas de conservación de flora endémica o amenazada. Estas técnicas combinan tanto acciones *in situ* como *ex situ*, y no son un concepto nuevo dentro de la ecología de la conservación. Existen datos de reintroducciones antiguas de especies en respuesta a la degradación ambiental por sobreexplotación de los recursos. Por ejemplo, en el caso de la flora hawaiana, con 1131 especies y subespecies autóctonas, entre 1910 y 1960 se realizaron plantaciones de 78 especies autóctonas, entre las que se encontraban 13 especies hoy catalogadas con algún grado de amenaza (Merhoff 1996). El hecho de que también se realizaran introducciones de otras 948 especies alóctonas

en ese periodo indica la involuntariedad conservacionista de aquellas plantaciones hawaianas, que respondían simplemente a la necesidad de revegetar tierras devastadas por la agricultura y el sobrepastoreo. En cambio, la idea de conservación integrada subyace en trabajos como los de Gómez-Campo (1972, 1987) y Thompson (1974), reconociendo la necesidad de utilizar los bancos de germoplasma como técnicas complementarias con otras técnicas *in situ* y *ex situ*. Sainz-Ollero y Hernández-Bermejo (1979), son los primeros en iniciar en 1977 experiencias de germinación y reintroducción de especies amenazadas en España, a partir de semillas y propágulos conservados en el banco de germoplasma del Departamento de Biología de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Madrid. Las especies utilizadas fueron *Vella pseudocytisus* L., *Silene hifacensis* Rouy, *Hutera rupestris* Porta, *Antirrhinum charidemi* Lange y *Artemisia granatensis* Boiss. Experimentos similares fueron llevados a cabo con anterioridad por De Bolòs (1962), que intentó, sin éxito, una experiencia de reintroducción de *Lysimachia minoricensis* en Menorca; y Crompton (1975) en Inglaterra, que trabajó con varias especies raras, incluido el endemismo británico *Scleranthus perennis* subsp. *prostratus*. En Estados Unidos se vienen produciendo reintroducciones intencionadas de plantas amenazadas desde los años 80 (Falk y Olwell 1992), contemplando la legislación el uso de reintroducciones en al menos el 25% de las especies consideradas como amenazadas (Falk et al. 1996). En el caso español hasta la fecha se han aprobado planes de recuperación de 168 especies de flora amenazada, muchos de los cuales ya se han ejecutado o están programados proyectos de reintroducción. Al respecto, la Directiva 92/43/CEE del Consejo de las Comunidades Europeas relativa a la conservación de los Hábitats Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (Directiva Hábitats) ha jugado un papel fundamental en el desarrollo de legislación supranacional, nacional y regional para promover los planes de recuperación de especies y hábitats amenazados.

La restauración ideal de una especie amenazada requiere de unos estudios básicos acerca del tamaño y dinámica de sus poblaciones, ciclo biológico, sistema de reproducción y dispersión, agentes polinizadores, vectores de dispersión de frutos y semillas, especies plaga, valoración genotípica de la variabilidad in-

traespecífica, flujo génico entre poblaciones y existencia de hibridación y cuantificación objetiva de la sensibilidad de la planta ante amenazas existentes o potenciales (Hernández-Bermejo et al. 1999). Además, conviene conocer los requerimientos ecológicos de cada especie para ubicarla adecuadamente en términos funcionales en el ecosistema correspondiente. Este conocimiento básico nos permitirá una adecuada elección del micrositio de plantación, el método de propagación y el método de plantación. En este sentido, uno de los fallos habituales a la hora de propagar en vivero planta para realizar plantaciones de una especie amenazada consiste en obviar la especificidad del sustrato, usando muchas veces sustratos comerciales de tipo forestal, muy alejados de los que usa la especie en condiciones naturales. Este hecho todavía es habitual, salvo quizá en el caso de especies de arenales y dunas, a la hora de propagar especies de comunidades de matorral de ambientes semiáridos, lo que se traduce en mortandades elevadas a corto o medio plazo (Martínez-Sánchez et al. 2016). Buenos ejemplos de plantaciones de una especie amenazada de ambientes semiáridos apoyadas en estudios básicos que incluyen muchos de estos aspectos los encontramos en la restauración de canteras de yeso en Almería, mediante el uso de especies gipsófilas locales (Mota et al. 2011), en el caso del plan de recuperación del endemismo murciano *Astragalus nitidiflorus* (Martínez-Sánchez y Vicente Colomer 2016) o el en el plan de recuperación del iberonorteafricanismo *Anthemis chrysanthia* (Vicente Colomer et al. 2015).

Un aspecto controvertido y escasamente tratado a nivel científico y técnico es el conflicto de intereses que se produce en muchos casos entre los planes de restauración ambiental y los de recuperación y conservación de especies y hábitats de interés, tal y como han puesto de manifiesto Mota et al. (2011) en el caso de las yeseras ibéricas. Este problema puede tener su origen en la separación de departamentos responsables de impulsar o tutelar estos planes dentro de una misma administración, no sólo en términos de comunicación y colaboración, sino también debido a la separación entre grupos profesionales existente entre los departamentos responsables de programas de restauración forestal y los de conservación. Existen multitud de casos en el ámbito de los ambientes mediterráneos semiáridos de repoblaciones o restauraciones hidrológico-fores-

tales que han afectado negativamente a poblaciones de plantas amenazadas. En el caso de especies herbáceas o de matorral, casi siempre obviadas en esos proyectos de restauración hidrológico-forestal, el daño ha sido elevado, pudiendo haber influido en la rarefacción de muchas especies actualmente amenazadas (Figura 4.15). Paradójicamente uno de los principales objetivos de esas restauraciones hidrológico-forestales era la lucha contra la erosión. Sin embargo, existen muchos estudios que ponen de manifiesto la efectividad de esas comunidades naturales de matorral en ambientes semiáridos para luchar contra la erosión, en comparación con las repoblaciones forestales realizadas en esos mismos lugares (Martínez-Fernández y Esteve 2005). En otros casos, la preparación del terreno mediante la aplicación extensiva de una enmienda inadecuada para los propósitos de la restauración tiene efectos negativos no solo sobre la restauración ambiental deseada sino sobre poblaciones de interés. Es el caso



Figura 4.15. Una de las escasas poblaciones conocidas del endemismo ibérico *Senecio auricula* en el Sureste de España, especie legalmente protegida cuya población de la cuenca de Cárcavo (Murcia) vio ocupado gran parte de su hábitat de *badlands* de yesos por repoblaciones forestales durante los años 70 del siglo XX.

de antiguos intentos de restauración de canteras de yeso mediante aportes de tierra alóctona en Almería, que han favorecido la recolonización de especies ruderales como *Dittrichia viscosa* en detrimento del primocolonizador natural de yesos *Gypsophila struthium* en la zona (Mota et al. 2004).

El problema quizá estriba en la separación entre legislación sobre conservación de la biodiversidad y legislación relacionada con rehabilitación de suelos, que lleva a que, por ejemplo, un lugar que alberga poblaciones de especies protegidas o hábitats de interés requiera legalmente de un plan de rehabilitación según la directiva de residuos. Pero a menudo los proyectos de rehabilitación de suelos usan técnicas de compactación extensiva o la aplicación de enmiendas orgánicas o inorgánicas, que tienen un efecto negativo sobre la vegetación existente, incluidas esas especies de interés. Un caso paradigmático es el de los depósitos de residuos de lavado de minerales metalíferos, que contienen elevadas concentraciones de elementos tóxicos como arsénico, cadmio, plomo, zinc o cobre, por lo que la transposición de las directivas europeas al ordenamiento jurídico nacional y regional ha acelerado las exigencias de restauración de la administración competente sobre propietarios de terrenos contaminados con estos residuos. Sin embargo, desde el punto de vista técnico, para la administración el modelo de restauración estándar de estos sitios pasa por el desmonte o sellado, lo que entraría en colisión con la normativa legal de conservación de poblaciones de especies protegidas que crecen de modo natural sobre estos sustratos especiales. Por ejemplo, entre las decenas de depósitos de residuos minero-metalíferos de la Sierra Minera de La Unión (Murcia), existen varios de ellos incluidos dentro de sitios Natura 2000 y que se presentan dentro del área de distribución del Hábitat prioritario Bosques de *Tetraclinis articulata*, de distribución muy restringida en el ámbito europeo. Paradójicamente decenas de individuos de esta especie están colonizando algunos de estos depósitos, junto con otras especies legalmente protegidas a escala regional o nacional como *Limonium carthaginense*, *Teucrium carthaginense* o *Serapias parviflora* (Figura 4.16). Sin embargo, un sellado de estos depósitos supondría la eliminación de estas incipientes poblaciones, cuando algunas de estas especies son de por sí candidatas potenciales a ser incluidas en planes de restauración basados en la



Figura 4.16. Tres especies legalmente protegidas que están colonizando depósitos de residuos de lavado de mineral en la de la Sierra Minera de La Unión (Murcia): *Serapias parviflora* tiene su única poblaciones conocidas en la Región de Murcia en cuatro depósitos mineros (A). El endemismo local *Limonium carthaginense* forma pedestales con los que facilita el establecimiento de otras especies en los depósitos (B). *Tetraclinis articulata* (en el centro de la imagen) se ve facilitado por diversas especies nodriza; en este caso aparece en un parche con *Pinus halepensis*, *Piptatherum miliaceum* y *Stipa tenacissima* (C).

fitoestabilización de estos depósitos a escala local. En estos casos, una restauración blanda, con escasa mecanización y una adecuada selección de las especies y micrositos de plantación podría favorecer simultáneamente la fitoestabilización de estos ambientes y la recuperación de hábitats y especies de interés.

5. Seguimiento y evaluación del éxito de una restauración ecológica

Un programa de restauración ecológica no termina con el proyecto de ejecución, sino que requiere un seguimiento y evaluación del éxito de la restauración transcurrido un tiempo prudencial, para determinar si se ha alcanzado la imagen objetivo o si al menos el ecosistema restaurado muestra una tendencia positiva en esa dirección. En este último caso, para detectar tendencias, conviene realizar evaluaciones periódicas a intervalos de tiempo regulares. La juventud de la disciplina hace que solo en los últimos años empiecen a aparecer estudios que evalúan al menos a medio plazo una restauración ecológica. Existen, por el contrario, numerosos ejemplos de evaluaciones del éxito de repoblaciones forestales históricas, restauraciones hidrológico-forestales, programas de rehabilitación de tierras, etc., siguiendo metodologías muy variadas. En todas estas evaluaciones se ha hecho un escaso o nulo uso de indicadores del estado de las funciones del ecosistema restaurado. Además, la incorporación a la evaluación, de los posibles efectos del cambio climático sobre la evolución del área restaurada, así como las probables desviaciones del ecosistema de referencia por este fenómeno sigue siendo una asignatura pendiente en el diseño de la mayoría de proyectos de restauración y su evaluación. En muchos casos, la dificultad para proyectar o evaluar una restauración bajo el actual escenario de cambio global, se debe a la falta de información específica acerca de cuál puede ser la evolución de ecosistemas concretos y los hábitats que lo forman ante futuros escenarios de reducción de precipitaciones y aumento de la temperatura (Figura 5.1).

Tradicionalmente el éxito de una plantación se ha evaluado a partir de la supervivencia, crecimiento y/o estado fisiológico a corto o medio plazo (1-5 años) de la especie plantada. En algunas ocasiones se han incorporado medidas relacionadas con la composición, estructura y dinámica de la vegetación (cobertura vegetal, riqueza de especies, etc.). Si bien estos parámetros son indicadores necesarios del éxito de la restauración a corto plazo, tal y como proponemos más adelante, a medio y largo plazo es imprescindible introducir indicadores



Figura 5.1. Evaluación de posibles efectos del cambio climático sobre comunidades de plantas y hongos de yesos en Sorbas (Almería), llevada a cabo en el marco del proyecto CGL2010-21064 del Plan Nacional de I+D, por el equipo dirigido por el Dr. J.I. Querejeta (CEBAS-CSIC). El probable aumento de las temperaturas y disminución de las precipitaciones se ha simulado mediante la colocación *in situ* sobre la vegetación de cámaras abiertas (OTCs) (A), protectores de lluvia (B), o la combinación de ambos. Estas técnicas dan valores termopluviométricos similares a los esperados bajo las tendencias de cambio climático estimadas para la región mediterránea por el IPCC (2007).

de las relaciones planta-suelo o aquéllos que incorporan las interacciones entre distintos niveles tróficos (planta-microorganismo, planta-herbívoro, planta-polinizador, etc.). En el caso de las restauraciones hidrológico-forestales, que además de plantaciones incluían hidrotecnias para corregir cauces o reducir escorrentía, las obras de restauración raras veces contemplaban una evaluación de su eficacia en términos de disminución de escorrentía, tasa de colmatación de diques, etc., reduciéndose en el mejor de los casos a la mera corrección de daños estructurales. Los casos de evaluación a medio-largo plazo en este tipo de restauraciones también son muy escasos, y casi nunca provienen de la autoridad o entidad ejecutora del programa de restauración, lo que indica una falta de planificación temporal de los programas de restauración y una desvinculación de las tareas de ejecución y las de evaluación dentro del mismo programa de restauración. En cuencas con alta actividad erosiva, a menudo los diques contruidos se colmatan en pocos años (Castillo et al. 2007) y pueden llegar a colapsar (Figura 5.2).

En ambientes mediterráneos las repoblaciones forestales son las que más frecuentemente se han evaluado, tanto en el ámbito técnico como científico. En este sentido, el principal problema a la hora de evaluar el éxito de programas de restauración hidrológico-forestal de cierta antigüedad estriba en partir de información fiable sobre el estado previo a la repoblación, grado de ejecución y especificaciones del proyecto, así como de las posteriores acciones de reposición de marras y selvicultura preventiva llevadas a cabo (Alloza et al. 2004). La problemática sobre el diseño y eficacia de las repoblaciones forestales efectuadas hasta finales de los 80 se ha traducido en un reconocimiento expreso de la importancia de evaluar de modo integrado los programas de reforestación, incluyendo parámetros relacionados con la naturalidad paisajística y la biodiversidad local en el diseño de futuros planes de restauración, tal y como recoge el vigente Plan Forestal Español (BOE 2015) y el Plan Estratégico Estatal del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 2011-2017 (BOE 2011). Alloza et al. (2004) repasaron los criterios de evaluación que se han aplicado hasta la fecha a las repoblaciones forestales, detectaron un predominio de trabajos que evaluaban sobre la base de datos cualitativos, lo que hace muy difícil discutir

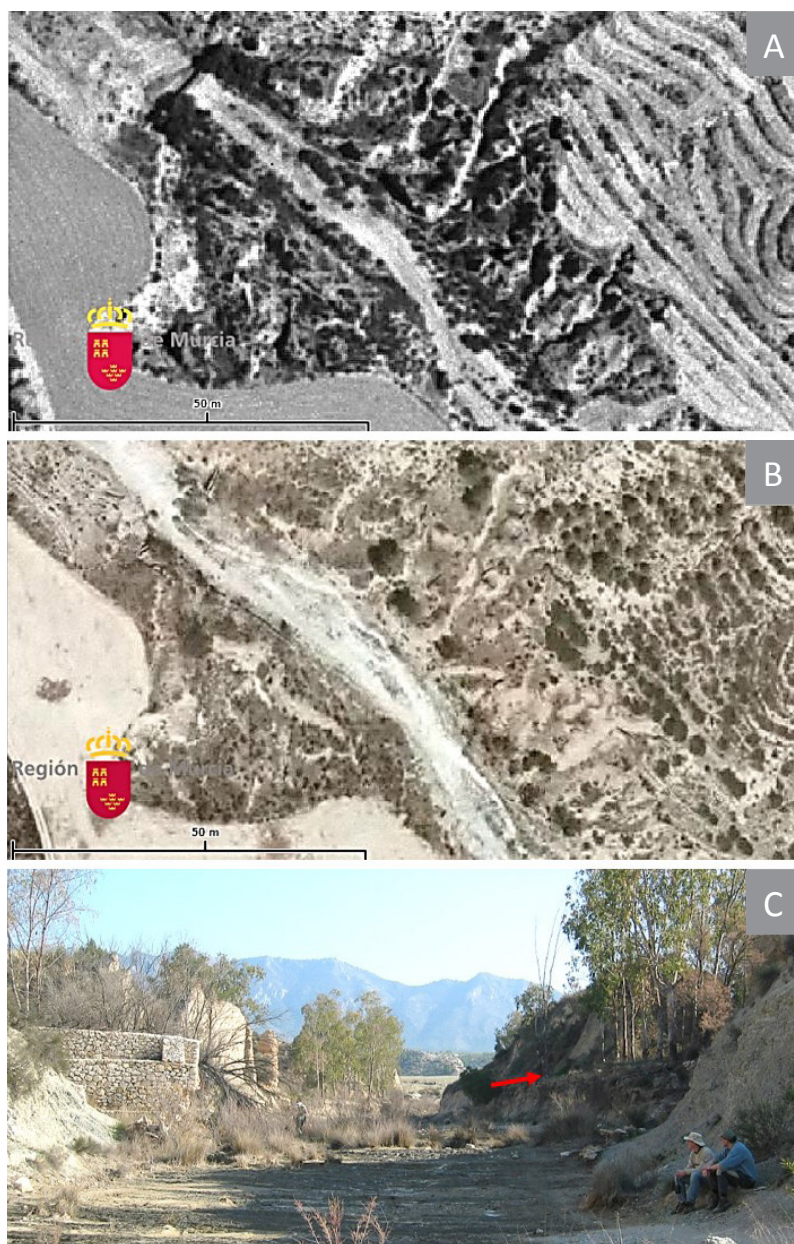


Figura 5.2. En la parte superior izquierda de las ortofoto A se observa un dique de 23 m de longitud y 2.6 m de altura construido para reducir la fuerza erosiva del agua en la rambla del Cár-cavo (Murcia). Se construyó en 1970 y se colmató y colapsó entre 1981 (A) y 1997 (B). En (C) se puede apreciar el testigo (en rojo) de la potencia de los sedimentos retenidos hasta su colapso. Fte: Infraestructura de datos espaciales de la Región de Murcia (<http://iderm.imida.es/iderm/>).

objetivamente si se satisficieron los objetivos previamente establecidos en cada proyecto. En ese sentido, el problema de la evaluación puede deberse a la falta de directrices estandarizadas. Por ejemplo, en el manual clásico “Restauración Hidrológico-Forestal de Cuencas y Control de la Erosión”, documento técnico coeditado por el Ministerio de Medio Ambiente de España (VV.AA. 1998), no aparece ningún capítulo referido a la evaluación posterior o seguimiento de tales actuaciones para concretar el grado de cumplimiento de los objetivos del proyecto.

La Unión Europea ha financiado en los últimos años distintos proyectos de investigación con el objetivo de dotar de herramientas útiles en la evaluación y toma de decisiones por parte de la administración con competencias en el desarrollo, manejo y gestión de programas de restauración ecológica. El proyecto REACTION (www.gva.es/ceam/reaction) ha generado una metodología de evaluación del éxito de actuaciones de restauración o repoblación forestal a escala de cuenca, mediante la valoración de indicadores de calidad del territorio, el análisis comparativo del estado actual frente a las condiciones originales del área de actuación del proyecto y la cuantificación del cumplimiento de los objetivos del mismo. Para tal fin, se han utilizado diferentes cuencas piloto en países de la Europa Mediterránea. Por su parte, el proyecto RECONDES (www.port.ac.uk/research/recondes/) perseguía generar técnicas de manejo de la vegetación encaminadas a mitigar los procesos de degradación a distintas escalas y usos de suelo en paisajes bajo riesgo de degradación. Esto incluye zonas sometidas a programas de restauración hidrológico-forestal en el pasado. En ese proyecto se pone especial énfasis en la detección de umbrales de reversión de los procesos de degradación, así como en el control de la conectividad de dichos procesos a diferentes escalas (Equipo Recondes 2007).

La Society for Ecological Restoration (2004) propone tres modelos de evaluación del éxito de una restauración ecológica, basados en la selección previa de un ecosistema de referencia o al menos de los atributos que el ecosistema restaurado debe tener:

- a) la comparación directa, en la que se propone utilizar entre 20 y 30 parámetros físicos y biológicos, que son medidos en el ecosistema restaurado y comparados con el equivalente de referencia;
- b) el análisis de atributos, en el que se cuantifica el grado de cumplimiento de los atributos que debe cumplir un ecosistema restaurado (ver capítulo 3);
- c) el análisis de trayectorias, basado en el seguimiento periódico de una serie de parámetros que permitan detectar una tendencia del ecosistema restaurado.

Los tres modelos presentan un inconveniente principal: la dificultad existente para determinar adecuadamente el ecosistema de referencia, es decir, aquél que se sitúa en un estado similar al existente antes de operar el agente de degradación. Este problema es especialmente controvertido en ambientes semiáridos secularmente manejados. Sin embargo, la Society for Ecological Restoration (2005) señala que el ecosistema restaurado no necesariamente tiende a recuperar un estado inicial (apartado 3.1), sino que debido a un cambio histórico de los factores que controlan la dinámica del biotopo, éste puede seguir una trayectoria de sucesión alterada que puede igualmente suponer una mejora en la salud, integridad y sostenibilidad del ecosistema restaurado (Walker y del Moral 2003). Por otro lado, el modelo de evaluación por comparación directa con un ecosistema de referencia presenta el problema añadido de que, en muchos casos, los parámetros de contraste arrojarán valores discordantes en conjunto con lo que será necesaria una jerarquización del peso de los mismos en la valoración global de la restauración. En el caso del modelo de evaluación por análisis de trayectorias, la dificultad estriba en la interpretación de las mismas según el análisis de las series temporales de datos (Society for Ecological Restoration 2005).

En ocasiones se desconoce el ecosistema de referencia pero al menos se tiene información previa de la evolución a largo plazo del ecosistema degradado. La posibilidad de disponer de ortofotos del ecosistema desde el fin

del agente de degradación hasta varios años después puede ayudar a prever cual será la trayectoria seguida por una hipotética restauración en función del diseño de la misma (Figura 5.3). Recientemente Crouzeilles et al. (2016) han revisado 221 estudios que evaluaban el éxito de repoblaciones forestales, tratadas por los autores como restauraciones. Los autores han constatado una mejora significativa de la biodiversidad y estructura de la vegetación por comparación con el ecosistema degradado, que puede variar enormemente en función del tiempo transcurrido desde la restauración, la intensidad y grado de fragmentación producidos por el agente de degradación y el estado ecológico de la matriz forestal que rodea a la zona restaurada.

Siguiendo las recomendaciones de la Society for Ecological Restoration, proponemos un conjunto de indicadores que nos parecen oportunos para evaluar el éxito de una restauración ecológica a distintas escalas temporales (Tabla 5.1). A corto plazo (1 a 5 años) es necesario evaluar al menos el establecimiento y estado fisiológico de la vegetación implantada. A medio plazo (5 a 15 años) se requiere una evaluación no solo del éxito de la vegetación implantada, sino también del ensamblaje de una comunidad vegetal más compleja, en la que se establezcan nuevas especies de plantas, que favorezcan la recuperación de otros niveles tróficos y que dé lugar a la reactivación de las interacciones planta-suelo. En este periodo, sería conveniente utilizar indicadores de los diferentes componentes de la diversidad que se relacionan con las funciones ecosistémicas (apartado 2.2). Se trata de métricas que incorporan la diversidad filogenética y funcional de las comunidades, obviadas hasta ahora en la evolución del éxito de las restauraciones ecológicas. Ruiz-Jaen y Aide (2005) muestran en una revisión mundial sobre evaluaciones de los resultados de actuaciones de restauración que los procesos ecológicos no fueron tan frecuentemente medidos como la diversidad o estructura vegetal. Entre los estudios que incluyeron procesos ecológicos se evaluó típicamente la presencia de micorrizas, que puede ser un buen indicador del potencial de crecimiento de las plantas, y el ciclado de nutrientes, que nos indican el estado de procesos ecosistémicos claves como la mineralización o el secuestro de carbono. En ambos casos, las interacciones ecológicas se muestran clave para entender los procesos planta-microorganismo.

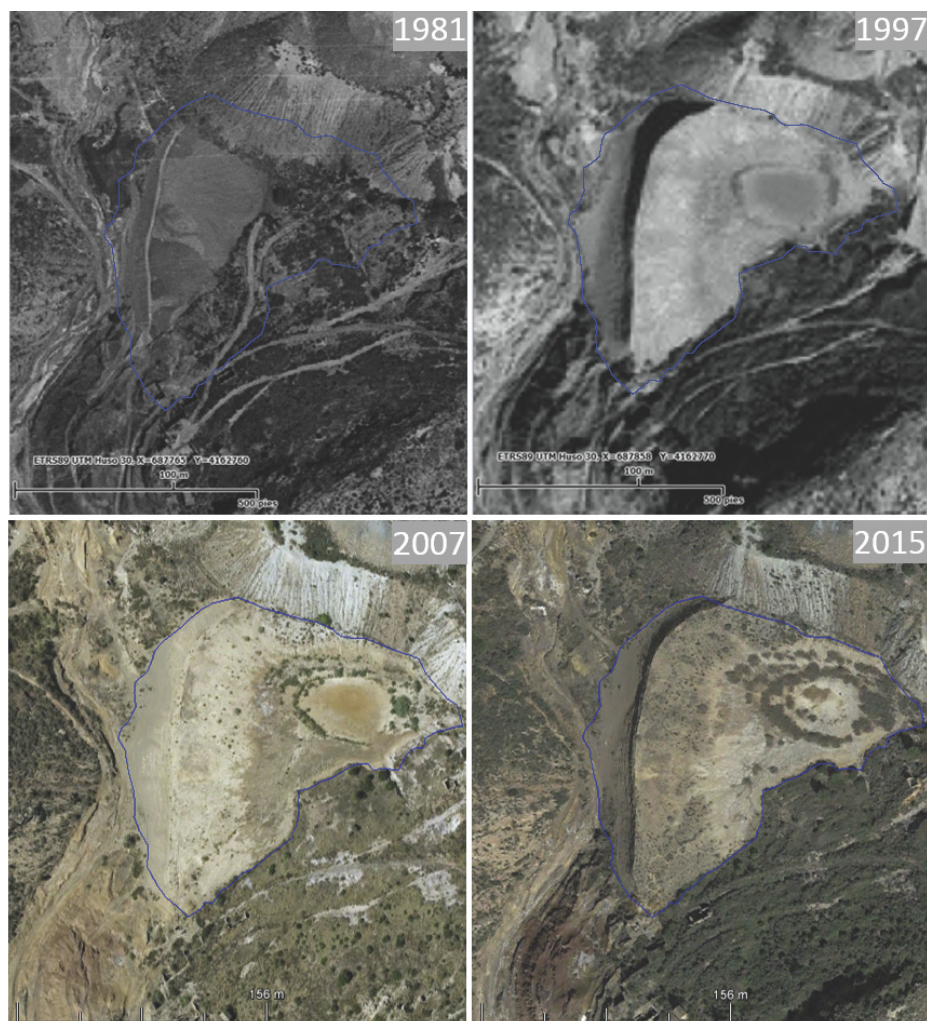


Figura 5.3. Sucesión espontánea en un depósito de residuos de lavado de minerales metalíferos en la Sierra Minera de La Unión. El depósito se completó entre 1985 y 1990. En 1997 todavía presentaba una laguna semipermanente en su zona más deprimida, alrededor de la cual ya se aprecia un incipiente anillo de vegetación halófila dominado por *Tamarix canariensis*. En 2007 se han incorporado dos nuevos anillos de *T. canariensis* y ya se aprecia una banda parcheada de vegetación propia de estepas salinas, con *Atriplex halimus* como planta nodriza. En 2015 se observa un crecimiento en densidad y tamaño de los parches en la banda más alejada de la zona de inundación, en donde se han incorporado otras especies facilitadoras como *Piptatherum miliaceum*, *Hyparrhenia sinaica* o el caméfito *Helichrysum decumbens*. Los parches más viejos de *A. halimus* están siendo colonizados por especies de etapas secundarias de la sucesión. Ftes: Infraestructura de datos espaciales de la Región de Murcia (<http://iderm.imida.es/iderm/>). (1981, 1997), Google Earth (2007, 2015).

Tabla 5.1. Parámetros indicadores del éxito de una restauración ecológica, en función del período de evaluación y del proceso evaluado. Los períodos de evaluación que se indican deben entenderse como una mera aproximación que puede variar significativamente en función del contexto ambiental de la zona restaurada.

Período evaluación	Proceso evaluado	Parámetros indicadores
De 1 a 5 años	Establecimiento de la vegetación implantada	Supervivencia de plantas Crecimiento de plantas Estado nutricional de plantas Cobertura vegetal Riqueza vegetal
De 5 a 15 años	Desarrollo de la vegetación y reactivación de las interacciones planta-suelo	Capacidad reproductiva de plantas Estructura de la comunidad vegetal Diversidad filogenética de plantas Establecimiento de terceras especies vegetales Aporte de hojarasca al suelo Nutrientes en suelos Humedad en suelos Ciclado de nutrientes en suelos Diversidad de otros niveles tróficos
Más de 15 años	Recuperación de la estructura y fertilidad del suelo superficial, y restablecimiento de interacciones ecológicas	Estructura del suelo Materia orgánica del suelo Tasas de descomposición de materia orgánica en suelos Diversidad filogenética de plantas Grado de interacción entre niveles tróficos Conectividad del paisaje

Una de las razones por las cuales las funciones ecosistémicas no son evaluadas para determinar el éxito de una restauración puede ser que su recuperación en muchos casos es más lenta que la de la diversidad o estructura vegetal (Morgan y Short 2002). Sin embargo, también se puede pensar que medir interacciones ecológicas es más complicado que simplemente especies o también que las

restauraciones a menudo se diseñan no para maximizar dichos procesos sino la mera recuperación de especies. Afortunadamente, en la actualidad tenemos conocimientos ecológicos suficientes como para poder diseñar restauraciones que fomenten las interacciones ecológicas más implicadas en la restauración de funciones ecosistémicas fundamentales. Se trata, simplemente, de intentar restaurar todos los componentes de la diversidad biológica. Dado el esfuerzo titánico que puede representar el manejo de aspectos tan diversos, algunos de los cuales pueden ser incluso desconocidos, como la diversidad genética o funcional de grupos biológicos poco estudiados, podemos recurrir a indicadores que permitan estimar de manera integral la diversidad de partida de un ecosistema a restaurar. Estos mismos indicadores nos permitirán evaluar el éxito de la restauración una vez pasado un tiempo razonable desde la ejecución del proyecto. En este sentido, la diversidad filogenética se erige como una herramienta de gran utilidad, ya que permite integrar composición, estructura y función de una comunidad biológica en una única medida. Dado que las especies evolucionan a partir de un ancestro común, las especies que son cercanas filogenéticamente tienden a poseer caracteres morfológicos y funcionales parecidos (Figura 2.2). Este hecho hará, no sólo que las especies emparentadas desarrollen funciones similares en el ecosistema sino también que interaccionen con grupos de especies similares (Gómez et al. 2010). Por esta razón, la diversidad filogenética de plantas puede ser un indicador fundamental a la hora de evaluar el éxito a medio-largo plazo de actuaciones de restauración en ambientes semiáridos. Su estima en áreas sometidas a restauración permitiría integrar en una misma métrica el grado de ensamblaje de la comunidad con respecto a la situación antecedente y su efecto sobre funciones ecosistémicas básicas, por ejemplo fertilidad y ciclado de nutrientes del suelo.

La información de base para calcular la diversidad filogenética de una comunidad es relativamente sencilla de obtener. Solo necesitamos realizar un muestreo similar al necesario para estimar el índice de diversidad de Shannon, es decir, necesitamos una matriz de especies y sus abundancias. Por lo tanto, el esfuerzo de campo es equivalente o solo ligeramente superior al que puede llevar medir supervivencia, cobertura o riqueza vegetal. Con esa información se

construye una filogenia datada y se pueden calcular diversas métricas como la distancia filogenética media (MPD, del inglés *mean phylogenetic distance*) o el índice de parentesco neto (NRI, *net relatedness index*), que nos sirven para evaluar la estructura y diversidad filogenética de la comunidad estudiada (Pausas y Verdú 2010). Si se cuenta con parcelas control no restauradas o con parcelas cercanas del ecosistema de referencia se pueden estimar las trayectorias en la estructura de la comunidad vegetal a través de estas variables de diversidad, que también informan acerca del desarrollo del suelo. Un ejemplo de la utilidad de este método de evaluación lo tenemos en el caso de la restauración del hábitat formado por diversas especies protegidas de plantas en afloramientos yesíferos de Jalance (Valencia). Tras siete años desde la plantación en hoyo de tres endemismos típicamente gipsófitos (*Gypsophila struthium*, *Sedum album* y *Limonium sucronicum*), tan solo el 40% de los individuos de *G. struthium* habían sobrevivido (Figura 5.4), pero éstos estaban facilitando el desarrollo de vecindarios filogenética- y funcionalmente más diversos que en los espacios no plantados, aumentando la complejidad estructural de la comunidad vegetal y la eficiencia en el uso de los recursos, lo que promueve un mejor funcionamiento del ecosistema (Navarro-Cano et al. 2016).

La evaluación del éxito de una restauración ecológica a largo plazo (más de 15 años; Tabla 5.1) requiere hacer un seguimiento no sólo de los parámetros considerados a corto y medio plazo, sino también de la recuperación de la estructura y fertilidad del suelo, al menos en los horizontes superficiales, así como el restablecimiento de las interacciones ecológicas dentro y entre niveles tróficos. En último término, si además de restaurarse la arquitectura y las funciones ecosistémicas se consigue la integración del ecosistema restaurado en su matriz paisajística, se puede considerar que la restauración ecológica ha sido un éxito.



Figura 5.4. Restauración del hábitat de yesos en la Microrreserva de Flora de la Comunidad Valenciana Castillo de Jalance. Se realizó una plantación manual en hoyo con ayuda de ahoyado mecánico y riego inicial de tres especies de gipsófitos. Se plantaron en grupos de tres ejemplares con protección antiherbívoros durante los primeros años. *Gypsophila struthium* mostró las mejores supervivencias siete años después de la plantación y la capacidad para actuar como nodriza para terceras especies. Fotos: P. Ferrer y E. Laguna (CIEF, Generalitat Valenciana).

6. Referencias bibliográficas

- Aguiar M.R., Sala O.E. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 14: 273-277.
- Albaladejo J. 1990. Impact of degradation processes on soil quality in arid Mediterranean environments. En: Rubio J.L., Rickson J. (eds.), *Strategies to combat desertification in Mediterranean Europe*, pp. 193-215. Commission of the European Communities.
- Albaladejo J., Álvarez J., Querejeta J., Díaz E., Castillo V. 2000. Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land Degrad. Dev.* 11: 315-325.
- Alcaraz F., Álvarez J., Delgado M.J., Faz A., Inocencio C. 1999. Vegetación. En: *Atlas del Medio Natural de la región de Murcia*, pp. 15-35. Instituto Tecnológico Geominero, Consejería de Política Territorial y Obras Públicas. Madrid.
- Alloza J.A., Bautista S., Vallejo V.R. 2004. La evaluación de resultados en las repoblaciones. In: Vallejo, V. R. and Alloza, J. A., (eds.). *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo*. 437-482. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo – CEAM.
- Aronson J., Floret C., LeFloc'h E., Ovalle C., Pontainer R. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid regions I. A view from the South. *Restor. Ecol.* 1: 8-17.
- Aronson J., Vallejo R. 2006. Challenges for the practice of ecological restoration. En: van Andel J., Aronson J. (eds.), *Restoration Ecology*, pp. 234-247. Blackwell Publishing, Malden.
- Baeza M.L. 2004. El manejo del matorral en la prevención de incendios forestales. En: Vallejo V.R., Alloza J.A. (eds.), *Avances en el estudio de la gestión del Monte Mediterráneo*, pp. 65-92. Fundación CEAM. Valencia.
- Bainbridge D. 2007. *A Guide for Desert and Dryland Restoration: New Hope for Arid Lands*. Island Press.
- Balaguer L. 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. *Ecosistemas* XI(1): 11. URL: <http://www.aet.org/ecosistemas/021/revisionesb1.htm>
- Balvanera P., Pfisterer A.B., Buchmann N., He J-S., Nakashizuka T., Raffaelli D., Schmid B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol. Lett.* 9: 1146–1156.
- Baraza, F.; Aledo, E.; López, A.; Ballester, R.; Cervero, L.; Vicente, M.; Franco, A.; Alcaraz, F. y Sánchez-Gómez, P. 1999. *Los hábitats comunitarios en la Región de Murcia. Aplicación de la Directiva 92/43 CEE del Consejo de 21 de mayo, relativa a la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Dirección General de Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de Murcia. 254 pp.
- Barberá G.G., Martínez-Fernández F., Álvarez J., Albaladejo J., Castillo V. 2005. Short- and intermediate-term effects of site and plant preparation techniques on reforestation of a Mediterranean semiarid ecosystem with *Pinus halepensis* Mill. *New Forest* 29: 177-198.

- Barberá G.G., Navarro-Cano J.A., Castillo V. 2006. Seedling recruitment in a semi-arid steppe: the role of microsite and post-dispersal seed predation. *J. Arid Environ.* 67: 701-714.
- Barberá G.G., Sánchez-Balibrea J., López Barquero P., García Moreno P., Navia-Orsio Pascual R. 2009. Gestión del territorio en medios semiáridos: prevenir, mitigar y combatir la degradación. Manual de buenas prácticas para el control y prevención de la erosión y la desertificación en el Sureste Ibérico.
- Barbéro M., Loisel R., Quézel P., Richardson D.M., Romane F. 1998. Pines of the Mediterranean Basin. En: Richardson D.M. (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*, pp. 153–170. Cambridge University Press. Cambridge.
- Barea J.M., Honrubia M. 2004. La micorrización dirigida de la planta forestal. En: Vallejo V.R., Alloza J.A. (eds.), *Avances en el estudio de la gestión del Monte Mediterráneo*, pp 215-260. Fundación CEAM. Valencia.
- Bautista S., Bellot J., Vallejo V.R. 1996. *Mulching* treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Res. Rehab.* 10: 235-242.
- Bellot J., Bonet A., Sánchez J.R., Chirino E. 2001. Likely effects of land use changes on the runoff and aquifer recharge in a semiarid landscape using a hydrological model. *Landscape Urban Plan.* 55: 41-53.
- Bellot J., Maestre F.T., Chirino E., Hernández N., de Urbina J.O. 2004. Afforestation with *Pinus halepensis* reduces native shrub performance in a Mediterranean semiarid area. *Acta Oecol.* 25: 7-15.
- Birchler T., Rose R., Royo A., Pardos M. 1998. La planta ideal: revisión del concepto, parámetros definitorios e implementación práctica. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* 7: 109-121.
- Blanco E., Casado M.A., Costa M., Escribano R., García M., Génova M., Gómez A., Gómez F. Moreno J.C., Morla C., Regatro P., Sainz H. 1997. Los Bosques Ibéricos: Una Interpretación Geobotánica. Editorial Planeta S.A. Barcelona.
- Blomberg S.P., Garland Jr. T., Ives A.R. 2003. Testing for phylogenetic signal in comparative data: behavioural traits are more labile. *Evolution* 57(4): 717-745.
- Blum W.E.H. 1990. The challenge of soil protection in Europe. *Environ. Conserv.* 17: 72-74.
- Blum W.E.H., Santelises A.A. 1994. A concept of sustainability and resilience based on soil functions. En: Greenland D.J., Szabolcs I. (eds.), *Soil resilience and sustainable land use*, pp. 535-542. CAB International, Wallingford, UK.
- Bochet E., Rubio J.L., Poesen J. 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena* 38: 23-44.
- BOE. 2003. Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes. Núm. 280, de 22 de noviembre de 2003. BOE-A-2003-21339.
- BOE. 2011. Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, en aplicación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Núm. 236. Viernes 30 de septiembre de 2011. Sec. I. Pág. 103071-103280.
- Bolton Jr.H., Smith J.L., Wildung R.E. 1990. Nitrogen mineralization potentials of shrub-steppe soils with different disturbance histories. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 887-891.
- Bradshaw A.D. 1987. Restoration: an acid test for ecology. En: Jordan W.R.I., Gilpin M.E., Aber J.D. (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 23-29. Cambridge University Press. Cambridge.

- Brofas G., Karetso G. 2002. Revegetation of mining spoils by seeding of woody species on Ghiona Mountain, Central Greece. *Land Degrad. Dev.* 13: 461-467.
- Cadotte M.W., Cardinale B.J., Oakley T.H. 2008. Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105: 17012-17017.
- Callaway R.M. 1992. Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California. *Ecology* 73: 2118-2128.
- Callaway R.M. 1995. Positive interactions among plants. *Bot. Rev.* 61: 305-349.
- Camargo J.L.C., Ferraz I.D.K., Imakawa A.M. 2002. Rehabilitation of Degraded Areas of Central Amazonia Using Direct Sowing of Forest Tree Seeds. *Restor. Ecol.* 10(4): 636-644.
- Carbó E., Goberna M. 2002. Problemáticas de la utilización del suelo. En: *Técnicas e Instrumentos de Gestión Ambiental (Volumen I)*, pp. 373-434. IMEDS-UVEG, Valencia.
- Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM). 2003. La Estrategia Forestal de la región de Murcia. URL: http://www.carm.es/medioambiente/Estrategia_Forestal_Murcia/MURCIA/PDF/EFFinal.pdf.
- Carreras C., García J.I., Orti M. 1996. Manual de la Flora para la Restauración de Áreas Críticas y Diversificación en Masas Forestales. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, 208 pp.
- Carrión J.S., Munuera M., Navarro C., Burjachs F., Dupré M., Walker M.J. 1999. The palaeoecological potential of pollen records in caves: the case of Mediterranean Spain. *Quaternary Sci. Rev.* 18: 1061-1073.
- Castell C., Castelló J.I. 1996. Metodología y resultados de la siembra aérea efectuada en el Parque Natural del Garraf. *Montes* 46: 51-57.
- Castillo V. 1997. La repoblación forestal como método de lucha contra la desertificación. En: García Ruiz J.M., López García P. (eds.), *Acción humana y desertificación en ambientes mediterráneos*, pp. 277-290. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Zaragoza.
- Castillo V., Barberá G.G., Mosch W., Navarro-Cano J.A., Conesa C., López-Bermúdez F. 2001. Seguimiento y Evaluación de los trabajos de Restauración Hidrológico-Forestal III. En: *Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia (ed.). Seguimiento y Evaluación de los Efectos sobre el Medio Natural de la Sequía y los Procesos Erosivos en la Región de Murcia*, pp. 167-233. CARM. Murcia.
- Castillo V., Mosch W., Conesa García C., Barberá G.G., Cano J.A.N., López-Bermúdez F. 2007. Effectiveness and geomorphological impact of check-dams for soil erosion control in semiarid Mediterranean catchments, SE Spain. *Catena* 70: 416-427.
- Castro J., Leverkus A. 2015. El seed-shelter: un dispositivo eficaz para sembrar bellotas. *Quercus* 358:36-42.
- Castro J., Zamora R., Gómez L., J.M. Gómez, Hódar J.A., Baraza E. 2004. Uso de matorrales como plantas nodriza en ambientes mediterráneos: evaluación de una nueva técnica de repoblación forestal. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* 17: 145-150.
- Castro J., Zamora R., Hódar J.A., Gómez J.M. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restor. Ecol.* 10: 297-305.
- Clemente R., Walker D.J., Bernal M.P. 2004. Uso de enmiendas orgánicas en la fitorrecuperación de suelos contaminados por metales pesados. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. Murcia. 232 pp.

- Close D.C., Davidson N.J. 2002. Revegetation to combat tree decline in the Midlands and Derwent Valley Lowlands of Tasmania: Practices for improved plant establishment. *Ecol. Manage. Restor.* 4(1): 29-36.
- Cody M. 2000. Slow-motion population dynamics in Mojave Desert perennial plants. *J. Veg. Sci.* 11: 351-358.
- Comisión Europea. 2011. Comunicación de la comisión al parlamento europeo, al consejo, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones. Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural. COM(2011) 244 Final. 18 pp. Bruselas.
- Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (1992) Texto de la Convención. 50 pp. URL: <http://unfccc.int/2860.php> ; acceso 17 de octubre de 2016.
- Convención de Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación (1994) Texto final de la Convención. 66 pp. URL: <http://www.unccd.int/>; acceso 17 de octubre de 2016.
- Conesa H.M., Schulin R. 2010. The Cartagena-La Unión mining district (SE Spain): a review of Environmental problems and emerging phytoremediation solutions after fifteen years Research. *J. Environ. Monit.* 12: 1225-1233.
- Connell J.H., Slatyer R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their roles in community stability and organization. *Am. Nat.* 111: 1119-1144.
- Cortina J., Amat B., Castillo V., Fuentes D., Maestre F.T., Padilla F.M., Rojo L. 2011. The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. *J. Arid Environ.* 75: 1377-1384.
- Cortina J., Bellot J., Vilagrosa A., Caturla R.N., Maestre F.T., Rubio E., Ortiz de Urbina J.M., Bonet A. 2004. Restauración en semiárido. En: Vallejo V.R., Alloza J.A. (eds.), *Avances en el estudio de la gestión del Monte Mediterráneo*, pp. 345-406. Fundación CEAM. Valencia.
- Cortina J., Peñuelas J.L., Puértolas J., Savé R., Milagrosa A. (coords.). 2006. Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 191 pp.
- Cully A. 1996. Knowlton's Cactus (*Pediocactus knowltonii*) Reintroduccion. En: Falk D.A., Millar C.I., Olwell M. (eds.), *Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants*, pp. 403-410. Island Press, Washington D.C.
- Chaparro J. 1994. Consecuencias ambientales de repoblaciones forestales mediante aterrazamientos en ambientes semiáridos. Tesis de licenciatura. Universidad de Murcia. Inédito.
- Chirino E., Bonet A., Bellot J., Sánchez J.R. 2006. Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a semi-arid landscape in south eastern Spain. *Catena* 65: 19-29.
- Crompton G. 1975. East Anglian rare plants project. London, MS report to Nature Conservancy Council.
- Crouzeilles R., Curran M., Ferreira M.S., Lindenmayer D.B., Grelle C.E.V., Rey Benayas J.M. 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Comm.* 7: 11666.
- De Baets S., Poesen J., Knapen A., Barberá G.G., Navarro J.A. 2007. Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff. *Plant Soil* 294: 169-183.
- De Bolòs A. 1962. Algunas novedades florísticas. *Collect. Bot.* 6: 357-62.

- De Deyn G.B., Raaijmakers C.E., Zoomer H.R., Berg M.P., de Rutter P.C., Verhoef H.A., Bezemer T.M., van der Putten W.H. 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* 422: 711-713.
- De Herrera G.A. 1513. *Obra de Agricultura*. Ed. Arnao Guillén de Brocar. Alcalá de Henares.
- De las Heras J., González-Ochoa A., López-Serrano F., Simarro M.E. 2004. Effects of silviculture treatments on vegetation after fire in *Pinus halepensis* Mill. Woodlands (SE Spain). *Ann. For. Sci.* 61: 661-667.
- De Simón E., Ripoll M.A., Bocio I., Navarro F.B., Jiménez M.N., Gallego E. 2004. Preparación del suelo en repoblaciones de zonas semiáridas. En: Vallejo V.R., Alloza J.A. (eds.), *Avances en el estudio de la gestión del Monte Mediterráneo*, pp. 161-193. Fundación CEAM. Valencia.
- Del Palacio E. 1999. La restauración hidrológico-forestal en España: gestión sostenible de los recursos suelo, agua y vegetación. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. 75 pp.
- Diamond J. 2005. Colapso. Por qué unas sociedades perduran y otras desaparecen. Debate. Madrid.
- Domínguez-Lerena S., Peñuelas J.L., Sierra H., Nicolás J.L., Costa J.C., Rodríguez A., Sánchez M. 2001. Siembras directas en zonas degradadas de Andalucía. Primeros resultados. En: SECF (ed.) *III Congreso Forestal Español*, Vol II, pp. 200-206. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente. Granada.
- Domínguez Lozano F., Galicia Herbada D., Moreno Rivero C., Moreno Saiz J.C., Sainz Ollero J.C. 1996. Threatened plants in peninsular and Balearic Spain: a report based on the EU Habitats Directive. *Biol. Conserv.* 76: 123-133.
- Doran J.W., Parkin T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. En: Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F., Stewart B.A. (eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*, pp. 3-21. Soil Science of America Special Publication Nº 35, Madison, Wisconsin.
- Egan D., Hjerpe E., Abrams J. 2011. Why People Matter in Ecological Restoration. En: Egan D., Hjerpe E., Abrams J. (eds.), *Human dimensions of ecological Restoration: integrating science, nature and culture*, pp. 1-20. Island Press. Washington.
- Engel V.L., Parrotta J.A. 2001. An evaluation of direct seeding for restoration of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *For. Ecol. Manage.* 152: 169-181.
- Equipo Recondes. 2007. *Combatiendo la Degradación de Tierras con Técnicas de Mínima Intervención: La Estrategia de Reducción de la Conectividad*. Dirección General de Investigación, Programa de Cambio Global y Desertificación. Proyecto No. GOCE-CT-2003-505361. 21 pp. Universidad de Portsmouth. URL: http://www.port.ac.uk/research/recondes/practicalguidelines/filetodownload_93016.en.pdf
- Esteve M.A., Ferrer D., Ramírez-Díaz L., Calvo J.F., Suárez Alonso M.L., Vidal-Abarca M.R. 1990. Restauración de la vegetación en ecosistemas áridos y semiáridos: algunas reflexiones ecológicas. *Ecología* 1: 497-510.
- Falk D.A., Olwell M. 1992. Scientific and Policy Considerations in Restoration and Reintroduction of Endangered Species. *Rhodora* 94: 287-315.
- Falk D.A., Millar C.I., Olwell M. 1996. Introduction. En: Falk D.A., Millar C.I., Olwell M. (eds.), *Restoring Diversity. Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*, pp. xiii-xxii. Island Press, Washington D.C.

- Fernández C., Lelong B., Vila B., Mévy J.-P., Robles C., Greff S., Dupouyet S., Bousquet-Mélou A. 2006. Potential allelopathic effect of *Pinus halepensis* in the secondary succession: an experimental approach. *Chemoecology* 16: 97-105.
- Fernández-Abascal I., Tárrega R., Luis-Calabuig E., Marcos E. 2003. Effects of sowing native herbaceous species on the post-fire recovery in a heathland. *Acta Oecol.* 24: 131-138.
- Fonseca C.R., Ganade G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *J. Ecol.* 89: 118-125.
- Food and Agricultural Organization (FAO). 1979. Land evaluation criteria for irrigation. Report of an expert consultation. World Soil Resources, Report 50, FAO. Roma.
- Fraser L.H., Harrower W.L., Garriss H.W., Davidson S., Hebert P.D.N., Howie R., et al. 2015. A call for applying trophic structure in ecological restoration. *Restor. Ecol.* 23: 503-507.
- Gandullo J.M. (dir.). 1972. Ecología de los Pinares Españoles III. *Pinus halepensis* Mill. INIA Madrid. 307 pp.
- García C. 2004. Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (Murcia-España). Universidad Politécnica de Cartagena. Tesis Doctoral. Inédita.
- García D., Zamora R., Gómez J.M., Hódar J.A. 2001. Frugivory at *Juniperus communis* depends more on population characteristics than on individual attributes. *J. Ecol.* 89: 639-647.
- García D., Zamora R., Hódar J.A., Gómez J.M., Castro J. 2000. Yew (*Taxus baccata* L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biol. Conserv.* 95: 31-38.
- García de la Serrana R., Vilagrosa A., Alloza J.A. 2015. Pine mortality in Southeast Spain after an extreme dry and warm year: interactions among drought stress, carbohydrates and bark beetle attack. *Trees* 29: 1791.
- García-Fayos P., Verdú M. 1998. Soil seed bank, factors controlling germination and establishment of a Mediterranean shrub: *Pistacia lentiscus* L. *Acta Oecol.* 19: 357-366.
- García-Pérez J.D. 1999. Rhetoric and reality of reforestation methods for soil and water conservation in Guadalajara (Spain). *Land Degrad. Dev.* 10: 111-122.
- García-Ruiz J.M., Ortigosa L.M. 1992. Some geomorphological effects of afforestation techniques in the central Spanish Pyrenees. *Geoökoplus* 2(1-4): 37-44.
- Garner W., Steinberg Y. 1989. A proposed mechanism for the formation of "fertile island" in the desert ecosystem. *J. Arid Environ.* 16: 257-262.
- Gasque M., García-Fayos P. 2004. Interaction between *Stipa tenacissima* and *Pinus halepensis*: consequences for restoration and the dynamics of grass steppes in semi-arid Mediterranean areas. *Forest Ecol. Manag.* 189: 251-261.
- Thornes J.B. 2002. The evolving context of Mediterranean Desertification. En: Geeson N.A., Brandt C.J. y Thornes J.B. (Eds.). *Mediterranean Desertification: A Mosaic of Processes and Responses*. Pp. 5-12. Wiley, Chichester. 440 pp.
- Gil L., Aránzazu M. 1993. Los pinos como especies básicas en la restauración forestal en el medio mediterráneo. *Ecología* 7: 113-125.
- Goberna M. 2004. Microbial biomass, activity and community structure in semi-arid Mediterranean forest soils. A case study in Crevillent Mountain Range. Tesis Doctoral. Universitat de València – CIDE. 366 pp.

- Goberna M., Sánchez J., Pascual J.A., García C. 2007. *Pinus halepensis* Mill. plantations did not restore organic carbon, microbial biomass and activity levels in a semi-arid Mediterranean soil. *Appl. Soil Ecol.* 36: 107-115.
- Goberna M., Navarro-Cano J.A., Valiente-Banuet A., García C., Verdú, M. 2014. Abiotic stress tolerance and competition related traits underlie phylogenetic clustering in soil bacterial communities. *Ecol. Lett.* 17: 1191-1201.
- Gómez J.M., Verdú M., Perfectti F. 2010. Ecological interactions are evolutionarily conserved across the entire tree of life. *Nature* 465: 918-921.
- Gómez-Aparicio L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *J. Ecol.* 97: 1202-1214.
- Gómez-Aparicio L., Zamora R., Gómez J.M., Hódar J.A., Castro J., Baraza E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecol. Appl.* 14: 1128-1138.
- Gómez-Campo C. 1972. Preservation of west Mediterranean members of the Cruciferous tribe *Brassicaceae*. *Biol. Conserv.* 4: 355-360.
- Gómez-Campo C. 1987. Libro rojo de especies vegetales amenazadas de España peninsular e Islas Baleares. ICONA. Mº de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- González-Ochoa A., de las Heras J. 2002. Effects of post-fire silviculture practices on *Pachyrhinus squamosus* defoliation levels and growth of *Pinus halepensis* Mill. *Forest Ecol. Manag.* 167: 185-194.
- Grime J.P. 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties* (2nd edn.). John Wiley & Sons LTD. Chichester, UK. 417 pp.
- Gritti E.S., Smith B., Sykes M.T. 2006. Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. *J. Biogeogr.* 33: 145-157.
- Groome H. 1989. Las sugerencias nunca atendidas del plan forestal español. *Quercus* 44: 30-34.
- Grubb P. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Bot. Rev.* 52: 107-145.
- Halvorson J.J., Bolton Jr.H., Smith J.L., Rossi R.E. 1994. Geostatistical analysis of resource islands under *Artemisia tridentata* in the shrub-steppe. *Great Basin Naturalist* 54: 313-328.
- Harper J.L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London. 892 pp.
- Harris J.A., van Diggelen R. 2006. Ecological restoration as a project for a global society. En: van Andel J., Aronson J. (eds.). *Restoration Ecology*, pp. 3-15. Blackwell Publishing, Oxford.
- Hector A., Bagchi R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448: 188-190.
- Helldén U., Tottrup C. 2008. Regional desertification: A global synthesis. *Global Planet. Change* 64: 169-176.
- Hernández-Bermejo J.E., Clemente M., Rodríguez C. 1999. Estrategias de conservación de la flora amenazada. *Medioambiente* 30: 52-59.
- Herrero-Borgoñón J.J., Rubio J.L. 1994. Impacto de las técnicas forestales de repoblación sobre los procesos erosivos y la fertilidad del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. *Sèrie Divulgació Tècnica. Conselleria D'Agricultura, Pesca i Alimentació. Generalitat Valenciana*. 256 pp.
- Hilderbrand R.H., Watts A.C., Randle A.M. 2005. The Myths of Restoration Ecology. *Ecology and Society* 10(1): 19.

- Hooper D.U., Chapin E.S. III, Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75: 3-35.
- Huddleston J.H. 1984. Development and use of soil productivity ratings in the United States. *Geoderma* 32: 297-317.
- Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., y Coautores 2007: Resumen Tecnico. Cambio Climatico 2007: Impactos, Adaptacion y Vulnerabilidad. Aportes del Grupo de Trabajo II al Cuarto Informe de Evaluacion del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climatico, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Isbell F., Calcagno V., Hector A., Connolly J., Harpole W.S., Reich P.B., et al. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477: 199-202.
- Jordano P, Schupp E.W. 2000. Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecol. Monogr.* 70: 591-615.
- Karlen D.L., Stott D.E. 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. En: Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F., Stewart B.A. (eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*, pp. 53-72. Soil Science of America Special Publication Nº 35, Madison, Wisconsin.
- Kitajima K., Fenner M. 2000. Ecology of seedling regeneration. En: Fenner M. (ed.), *Seeds: the ecology of regeneration in Plant Communities* (2nd edn.), pp. 331-360. Commonwealth Agricultural Bureau International. Wallingford.
- Klingebiel A.A., Montgomery P.H. 1973. Land-Capability Classification. Agriculture Handbook Nº 210, Soil Conservation Service USDA, Washington DC.
- Lal R., Safriel U., Boer B. 2012. Zero Net Land Degradation: A New Sustainable Development Goal for Rio+ 20. A report prepared for the Secretariat of the United Nations Convention to combat Desertification. 30 pp.
- Larson W.E., Pierce F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. En: Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F., Stewart B.A. (eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*, pp. 37-51. Soil Science of America Special Publication Nº 35, Madison, Wisconsin.
- Lavergne S., Molina J., Debussche M. 2006. Fingerprints of environmental change on the rare Mediterranean flora: a 115-year study. *Global Change Biol.* 12: 1466-1478.
- Lesschen J.P., Kok K., Verburg P.H., Cammeraat L.H. 2007. Identification of vulnerable areas for gully erosion under different scenarios of land abandonment in Southeast Spain. *Catena* 71: 110-121.
- Maestre F.T., Cortina J. 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *For. Ecol. Manage.* 198: 303-317.
- Maestre F.T., Bautista S., Cortina J., Bellot J. 2001. Potential of using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecol. Appl.* 11: 1641-1655.
- Maestre F.T., Cortina J., Bautista S., Bellot J. 2003. Does *Pinus halepensis* facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestations? *Forest Ecol. Manag.* 176: 147-160.

- Maestre F.T., Quero J.L., Gotelli N.J., Escudero A., Ochoa V., Delgado-Baquerizo M., et al. 2012. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science* 335: 214–218.
- Maina G.G., Howe H.F. 2000. Inherent rarity in community restoration. *Conserv. Biol.* 14: 1335–1340.
- Margalef R. 1968. *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press. Chicago. 111 pp.
- Markl J.S., Schleuning M., Forget P.M., Jordano P., Lambert J.E., Traveset A., Wright S.J., Böhning-Gaese K. 2012. The impact of human disturbance on seed dispersal by animals: a review of evidence. *Conserv. Biol.* 26: 1072–1081.
- Martínez de Azagra A., Mongil J., Rojo L. 2004. Oasification: a forest solution to many problems of desertification. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 13(3): 437–442.
- Martínez-Fernández J., Esteve M.A. 2005. A critical view of the desertification debate in Southeastern Spain. *Land Degrad. Dev.* 16: 529–539.
- Martínez-Sánchez J.J., Vicente Colomer M.J. (eds). 2016. Aspectos científicos y técnicos sobre la conservación de *Astragalus nitidiflorus*, un endemismo en peligro crítico de extinción. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Martínez-Sánchez J.J., Franco J.A., Vicente M.J., Muñoz M., Bañón S., Conesa E., et al. 2008. Especies silvestre mediterráneas con valor ornamental. Selección, producción viverística y utilización en jardinería. Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad. Consejería de Agricultura y Agua. Región de Murcia. Murcia. 224 pp.
- Meerkerk A.L., van Wesemael B., Bellin N. 2009. Application of connectivity theory to model the impact of terrace failure on runoff in semi-arid catchments. *Hydrol. Process.* 23: 2792–2803.
- Merhoff L.A. 1996. FOCUS: Reintroducing Endangered Hawaiian Plants. En: Falk D.A., Millar C.I., Olwell M. (eds.), *Restoring Diversity. Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*, pp. 101–120. Island Press. Washington D.C.
- Millson D.A. 2002. Direct seeding of saltbush: Landholder-driven initiatives. *Ecol. Manage. Restor.* 3(3): 156–166.
- MIMAM. 2002. Estrategia forestal española. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 240 pp.
- Montalvo A.M., McMillan P.A., Allen E.B. 2002. The Relative Importance of Seeding Method, Soil Ripping, and Soil Variables on Seeding Success. *Restor. Ecol.* 10(1): 52–67.
- Montero de Burgos J.L., Alcanda P. 1993. Reforestación y biodiversidad. *Montes* 33: 55–76.
- Montoya D., Rogers L., Memmott J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends Ecol. Evol.* 27: 666–667.
- Moreno J.M. 1999. Forest fires: trends and implications in desertification prone areas of Southern Europe. En: Balabanis P., Peter D., Ghazi A., Tsogas M. (eds.), *Mediterranean Desertification. Research Results and Policy Implications*, pp. 115–150. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.
- Morgan J.W. 2000. Reproductive Success in Reestablished versus Natural Populations of a Threatened Grassland Daisy (*Rutidosis leptorrhynchoides*). *Conserv. Biol.* 14(3): 780–785.
- Morgan P.A., Short F.T. 2002. Using functional trajectories to track constructed salt marsh development in the Great Bay Estuary, Maine/New Hampshire, USA. *Restor. Ecol.* 10: 461–473.

- Moro M.J., Domingo F. 2000. Litter decomposition in Four Woody Species in a Mediterranean Climate: Weight Loss, N and P Dynamics. *Ann. Bot.* 86: 1065-1071.
- Mortlock W. 2000. Local seed for revegetation. *Ecol. Manage. Restor.* 1: 93-101.
- Mota J.F., Cabello J., Cueto M., Gómez F., Giménez E., Peñas J. (eds). 1997. Datos sobre la vegetación del Sureste de Almería. Universidad de Almería. Almería. 130 pp.
- Mota J.F., Garrido-Becerra J.A., Martínez Hernández F., Pérez García F.J., Jiménez Sánchez M.L., et al. 2011. La restauración de los aljezares. En: Mota J.F., Sánchez-Gómez P., Guirado J.S. (eds.), *Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la biología de la conservación*, pp. 587-606. ADIF-Mediterráneo Asesores Consultores, Almería.
- Mota J.F., Sola A.J., Jiménez-Sánchez M.L., Pérez-García F.J., Merlo M.E. 2004. Gypsicolous flora, conservation and restoration of quarries in the southeast of the Iberian Peninsula. *Biodivers. Conserv.* 13: 1797-1808.
- Münzbergová Z., Herben T. 2005. Seed dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. *Oecologia* 145: 1-8.
- Muzzi E., Rofti F., Sirotti M., Bagneresi U. 1997. Revegetation techniques on clay soil slopes in Northern Italy. *Land Degrad. Dev.* 8: 127-137.
- Navarro F., Jiménez N., Valle F., Salazar C. 2001. Estudio de la vegetación potencial de la depresión de Guadix-Baza mediante análisis multivariante. En: SECF (ed.), *III Congres. For. Esp.*, pp. 194-200. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente. Granada.
- Navarro R.M., Martínez A. 1996. Las marrras producidas por ausencia de cuidados culturales. *Cuadernos de la SECF* 4: 43-57.
- Navarro-Cano J.A. 2007. Reclutamiento vegetal en pinares de repoblación y espartales en ambientes semiáridos: aplicaciones a la restauración ecológica. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- Navarro-Cano J.A., Barberá G.G., Castillo V. 2007. Restauración ecológica en ambientes semiáridos: nuevos planteamientos para viejos problemas. En: *Actas del III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*, pp. 15-30. ANSE, CEMACAM, Murcia.
- Navarro-Cano J.A., Barberá G.G., Castillo V.M. 2010. Pine litter from afforestations hinders the establishment of endemic plants in semiarid scrubby habitats of Natura 2000 network. *Restor. Ecol.* 18(2): 165-169.
- Navarro-Cano J.A., Barberá G.G., Ruiz-Navarro A., Castillo V.M. 2009. Pine plantation bands limit seedling recruitment of a perennial grass under semiarid conditions. *J. Arid Environ.* 73: 120-126.
- Navarro-Cano J.A., Ferrer-Gallego P.P., Laguna E., Ferrando I., Goberna M., Valiente-Banuet A., Verdú M. 2016. Restoring phylogenetic diversity through facilitation. *Restor. Ecol.* 24: 449-445.
- Navarro-Cano J.A., Goberna M., Valiente-Banuet A., Montesinos-Navarro A., García C., Verdú M. 2014. Plant phylodiversity enhances soil microbial productivity in facilitation-driven communities. *Oecologia* 174: 909-920.
- Navarro-Cano J.A., Verdú M., García C., Goberna M. 2015. What nurse shrubs can do for barren soils: rapid productivity shifts associated with a 40 years Ontogenetic gradient. *Plant soil* 388: 197-209.

- Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R.R., Doshi H., Dunnett N., Gaffin S., Kohler M., Liu K.K.Y., Rowe B. 2007. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions and Services. *Bioscience* 57(10): 823-833.
- Olarieta J.R., Usón A., Rodríguez R., Rosa M., Blanxo R., Antúnez M. 2000. Land requirements for *Pinus halepensis* Mill. growth in a plantation in Huesca, Spain. *Soil Use Manage.* 16: 88-92.
- Oliet J., Planelles R., Segura M.L., Artero F., Jacobs D.F. 2004. Mineral nutrition and growth of containerized *Pinus halepensis* seedlings under controlled-release fertilizer. *Scientia Horticulturae* 103: 113-129.
- Orrock J.L., Danielson B.J., Burns M.J., Levey D.J. 2003. Spatial ecology of predator-prey interactions: corridors and patch shape influence seed predation. *Ecology* 84: 2589-2599.
- Ortigosa L.M. 1991. Las repoblaciones forestales en la Rioja: resultados y efectos geomorfológicos. Geoforma Ediciones, Logroño. 149 pp.
- Padilla F.M., Pugnaire F.I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Front. Ecol. Environ.* 4(4): 196-202.
- Padilla F.M., Pugnaire F.I., Marín R., Hervás M., Ortega R. 2004. El uso de especies arbustivas para la restauración de la cubierta vegetal en ambientes semiáridos. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* 17: 103-107.
- Padilla F.M., Ortega R., Sánchez J., Pugnaire F.I. 2009. Rethinking species selection for Restoration of arid shrublands. *Basic and Applied Ecology* 10: 640-647.
- Parolo G., Rossi G. 2008. Upward migration of vascular plants following a climate warming trend in the Alps. *Basic Appl. Ecol.* 9: 100-107.
- Parrotta J.A., Knowles H. 1999. Restoration of Tropical Moist Forests on Bauxite-Mined Lands in the Brazilian Amazon. *Restor. Ecol.* 7(2): 103-116.
- Plass W. 1976. Direct seeding of trees and shrubs on surface-mined lands in West Virginia. En: *Proceedings of the Conference on Forestation of Disturbed Surface Areas*, pp. 32-42. USDA Forest Service of SE Area, Birmingham.
- Pausas J.G., Verdú M. 2010. The jungle of methods for evaluating phenotypic and phylogenetic structure of communities. *BioScience* 60: 614-625.
- Poesen J., Lavee H. 1994. Rock fragments in top soils: significance and processes. *Catena* 23: 1-28.
- Prach K., Hobbs R.J. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363-366.
- Prach K., Lencová K., Řehounková K., Dvořáková H., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Novák J., Trnková R. 2013. Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across seres. *Environmental Science and Pollution Research* 20: 7680-7685.
- Puigdefábregas J., Sole A., Gutiérrez L., del Barrio G., Boer M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. *Earth-Science Reviews* 48: 39-70.
- Pugnaire F.I., Haase P., Puigdefábregas J., Cueto M., Clark S.C., Incoll D. 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* 76: 455-464.

- Querejeta, J.I., Roldán, A., Albaladejo, J., Castillo, V. 2001. Soil water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. *Forest Ecol. Manage.* 149: 115-128.
- Rey P.J., Alcántara J.M. 2000. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. *J. Ecol.* 88: 622-633.
- Reynolds H.L., Packer A., Beveer J.D., Clay K. 2003. Grassroots ecology: plant-microbe-soil interactions as drivers of plant community structure and dynamics. *Ecology* 84: 2281-2291.
- Reynolds J.F., Mark Stafford Smith D., Lambin E.F., Turner II B.L., Mortimore M., Batterbury S.P.J., et al. 2007. Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science* 316: 851.
- Rillig M.C., Maestre F.T., Lamit L.J. 2004. Microsite differences in fungal hyphal length, glomalin, and soil aggregate stability in semiarid Mediterranean steppes. *Soil Biol. Biochem.* 35: 1257-1260.
- Rivas-Martínez S. 1987. Mapa de series de vegetación de España. ICONA, Serie Técnica. 268 p. + 30 mapas. Madrid.
- Rodríguez O. 1992. Human-plant relationships during the Coper and Bronze Ages in the Baza and Guadix Basins. En: Vernet J.L. (ed.), *Les Charbons de Bois, les anciens écosystèmes et le rôle de l'homme*, pp. 451-464. Bulletin de la Société Botanique de France. París.
- Rodríguez-Ariza M.O., Valle F., Esquivel J.A. 1996. The vegetation from the Guadix-Baza (Granada, Spain) during the copper and bronze ages based on anthracology. *Archeologia e Calcolatori* 7: 537-558.
- Ruby E.C. 1989. Rationale for seeding grass on the Stanislaus Complex burn. En: *Proceedings of the Symposium on fire and Watershed Management*. USDA General Technical Report PSW-109.
- Ruiz de la Torre J. 1979. Árboles y Arbustos de la España Peninsular. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid. 512 pp.
- Ruiz de la Torre J. 1993. Objetivos de diversidad biológica en la reforestación de tierras agrícolas. Elección de especie y densidad de plantación. *Montes* 34: 20-30.
- Ruiz-Jaen M.C., Aide T.M. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restor. Ecol.* 13: 569-577.
- Ruiz-Navarro J.A., Barberá G.G., Navarro-Cano J.A., Albaladejo J., Castillo V.M. 2009. Soil dynamics in *Pinus halepensis* reforestation: Effect of microenvironments and previous land use. *Geoderma* 153: 353-361.
- Sainz-Ollero H., Hernández-Bermejo J.E. 1979. Experimental reintroductions of endangered plant species in their natural habitats in Spain. *Biol. Conserv.* 16: 195-206.
- Sánchez G., Puigdefábregas J. 1994. Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment. *Geomorphology* 9: 243-260.
- Sánchez-Balibrea J.M., Martínez Pérez J.F., Ferrer Moreno M.P., García Moreno P., Navia-Osorio R., Aznar Morell L. 2007. Araar: actuaciones para la conservación de la fitodiversidad del sureste ibérico. En: *Actas del III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*, pp. 47-54. ANSE, CEMACAM, Murcia.
- Sánchez-Balibrea J.M., Barberá G.G., Blanco-Bernabeu A., López-Barquero P., López D., Del Campo R. 2012. Manual de técnicas para la restauración de espacios aterrizados en zonas

- semiáridas. Gestión del territorio en medios semiáridos (II): prevenir, mitigar y combatir la degradación del suelo. ANSE y Fundación Biodiversidad dependiente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Serrada R. 1993. Apuntes de repoblaciones forestales. E.U.I.T. Forestal. Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid. 378 pp.
- Sheldon J.C., Bradshaw A.D. 1977. The development of a hydraulic seeding technique for unstable sand slopes. I. Effect of fertilizers, *Mulches* and Stabilizers. *J. Appl. Ecol.* 14(3): 905-918.
- Snyman H.A. 2003. Revegetation of bare patches in a semi-arid rangeland of South Africa: an evaluation of various techniques. *J. Arid Environ.* 55: 417-432.
- Society for Ecological Restoration (SER) International & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: SER International.
- Society for Ecological Restoration International (SER). 2005. Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration Projects. www.ser.org & Tucson: SER International.
- Soliveres S., Contreras V., Fernandes J.P., Cortina J., García-Palacios P., Martínez M., Fort J. 2011. Ecotecnología aplicada a la restauración de infraestructuras de transporte. Pp. 177-212. En Valladares F., Balaguer L., Mola I., Escudero A., Alfaya V., eds. Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España
- Stachowicz J. 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *BioScience* 51: 235-246.
- Stocking M.A., Murnaghan N. 2001. Handbook for the field assessment of land degradation. Earthscan Publications, London.
- Storie R.E. 1964. Handbook of Soil Evaluation. Associated Students Score, University of California, Berkeley CA, USA.
- Suding K.N. Gross K.L. 2006. The Dynamic Nature of Ecological Systems: Multiple States and Restoration trajectories. En: Falk D.A., Palmer M.A., Zedler J.B. (eds.), Foundations of Restoration Ecology. Society for Ecological Restoration International. Island Press, Washington. 364 pp.
- Symeoakis E., Calvo-Cases A., Arnay-Rosalen E. 2007. Land Use Change and Land Degradation in Southeastern Mediterranean Spain. *Environ. Manage.* 40: 80-94.
- Tackett E.M., Graves D.H. 1983. Evaluation of direct-seeding of tree species on surface mine soil after five years. En: Graves D.H. (ed.), Proceedings Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, pp. 437-441. OES Publications: University of Kentucky, Lexington.
- Thompson P. 1974. The use of seed-banks for conservation of populations of species and ecotypes. *Biol. Conserv.* 6: 15-19.
- Tongway D.J., Ludwig J.A. 2002. Australian semi-arid lands and savannas. En: Perrow M.R., Davy A.J. (eds.), Handbook of Ecological Restoration, Vol 2, Restoration in Practice, pp. 486-502. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tormo J., Bochet E., García-Fayos P. 2006. Is seed availability enough to ensure colonization success? An experimental study in road embankments. *Ecol. Eng.* 26: 224-230.

- Traba J., Azcárate F.M., Peco B. 2004. From what depth do seeds emerge? A soil seed bank experiment with Mediterranean grassland species. *Seed Sci. Res.* 14: 297-303.
- Traveset A., Heleno R.H., Nogales M. 2014. The ecology of seed dispersal. En: Gallagher R.S. (ed.), *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, pp. 62-93. CABI, Wallingford.
- Twedt D.J., Wilson R.R. 2002. Development of oak plantations established for wildlife. *For. Ecol. Manage.* 162: 287-298.
- Valencia-Gómez E., Maestre F.T., Le Bagousse-Pinguet Y., Quero J.L., Tamme R., Börger L., García-Gómez M., Gross N. 2015. Functional diversity enhances the resistance of ecosystem multifunctionality to aridity in Mediterranean drylands *New Phytol.* 206: 660-671.
- Valiente-Banuet A., Aizen M., Alcántara J., Arroyo J., Cocucci A., Galetti M., et al. 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Funct. Ecol.* 29: 299-307.
- Valiente-Banuet A., Verdú M. 2007. Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. *Ecol. Lett.* 10: 1029-1036.
- Valiente-Banuet A., Verdú M. 2013. Human impacts on multiple ecological networks act synergistically to drive ecosystem collapse. *Front. Ecol. Environ.* 11: 408-413.
- Van den Berg L., Kellner K. 2005. Restoring degraded patches in a semi-arid rangeland of South Africa. *J. Arid. Environ.* 61: 497-511.
- Verdú M., Gómez-Aparicio L., Valiente-Banuet A. 2012. Phylogenetic relatedness as a tool in restoration ecology: a meta-analysis. *Proc. R. Soc. Lond. B* 279: 1761-1767.
- Vicente Colomer M.J., Aguado López M., Martínez Sánchez J.J., Franco Leemhuis J.A., Conesa Gallego, Bañón Arias S. 2015. *Biología y estrategias de conservación de Anthemis chrysantha* (manzanilla de Escombreras). Universidad Politécnica de Cartagena.
- Vilagrosa A., Chirino E., Bautista S., Urgeghe M., Alloza J.A., Vallejo V.R. 2008. Proyecto de demostración de lucha contra la desertización: regeneración y plan de manejo de zonas semiáridas degradadas en el T.M. de Albufera (Alicante). *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28: 317-322.
- VV.AA. 1989. Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería. Serie: Ingeniería GeoAmbiental. Instituto Tecnológico y Geominero de España. Madrid. 321 pp.
- VV.AA. 1998. Restauración Hidrológico-Forestal de Cuencas y Control de la Erosión. Tragsa-Tragsatec-Ministerio de Medio ambiente-Mundi-Prensa, Madrid. 945 pp.
- Walker L.R., del Moral R. 2003. *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 442 pp.
- Walker L.R., del Moral R. 2008. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Appl. Veg. Sci.* 12: 55-67.
- Walker L.R., Hölzel N., Marrs R., del Moral R., Prach K. 2014. Optimization of intervention levels in ecological restoration. *Applied Vegetation Science* 17: 187-192.
- Wang B.C., Smith T.B. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends Ecol. Evol.* 17(8): 379-385.
- Wilby A., Shachak M. 2004. Shrubs, granivores and annual plants community stability in an arid ecosystem. *Oikos* 106: 209-216.
- Williams A., Ternan J.L., Elmes A., González del Tánago M., Blanco R. 1995. A field study of the influence of land management and soil properties on runoff and soil loss in Central Spain. *Environ. Monit. Assess.* 37: 333-345.

- Wortley L., Hero J.M., Howes M. 2013. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restor. Ecol.* 21: 537–543.
- Wunderle J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecol. Manag.* 99: 223-235.
- Young T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biol. Conserv.* 92: 73-83.
- Young T.P., Petersen D.A., Clary J.J. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecol. Lett.* 8: 662-673.
- Zamora R., García-Fayos P., Gómez-Aparicio L. 2004. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. En: Valladares F. (ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, pp. 371-393. MIMAM. Madrid.
- Zeiter M., Stampfli A., Newbery D.M. 2006. Recruitment limitation constrains local species richness and productivity in dry grassland. *Ecology* 87: 942-951.

7. Índice de términos

- aclimatación, 60
actividad biológica, 58
actividad erosiva, 28, 129
actividad geomorfológica, 28
actividad minera, 76
actividades extractivas, 31
agentes sociales, 71
ahoyado manual, 45, 87
ambientes semiáridos, 13, 14, 23, 28, 39, 44, 45, 46, 48, 50, 55, 56, 61, 63, 64, 76, 79, 80, 82, 84, 93, 99, 100, 101, 110, 111, 112, 114, 115, 116, 117, 122, 123, 132, 136, 142, 148, 149
asfaltización, 25
aterrazamientos, 28, 84, 142
autoecología, 47
bacterias, 23
balances de nutrientes, 58
balsas de estériles, 90, 91, 109
banco de semillas, 60, 88
bioacumuladora, 95
biodiversidad, 5, 14, 19, 20, 25, 45, 54, 58, 66, 67, 73, 120, 124, 129, 133, 140, 142, 147, 151,
biología de la conservación, 9, 67, 93, 148
biomasa, 19, 25, 45, 58
biorremediación, 41, 53,
biorrollos, 117, 118
briófitos, 23
calentamiento global, 27
calidad del suelo, 19
cambio climático, 14, 17, 36, 37, 74, 127, 128, 142, 146,
cambio global, 5, 6, 14, 42, 127, 143
cambios de uso del suelo, 27
caméfitos, 114, 134
canteras de mármol, 90
capacidad de retención de agua, 24, 45
capital natural, 13, 50, 142
carbono, 133
cárcavas, 28, 33, 85, 88, 95, 96, 104, 112, 113, 114, 117,
ciclado de nutrientes, 25, 54, 70, 91, 97, 133, 136
colmatación, 76, 129
compactación, 15, 24, 86, 87, 91, 124,
compensación edáfica, 111
competencia, 48, 60, 68, 94, 106, 114, 131
complementariedad funcional, 68
comunidad edafoxerófila, 63
comunidad vegetal, 15, 23, 39, 46, 48, 93, 117, 133, 137
condiciones microclimáticas, 27, 38
conectividad del paisaje, 34,
contaminación, 25, 82, 90
contexto histórico, 72
costra caliza, 87, 119
costra superficial, 119
criterios de evaluación, 129
degradación biológica, 25
degradación física, 24
degradación química, 24
depredación, 48, 60, 80, 99, 104, 106, 108, 109
depredadores, 18, 22, 91, 106, 107
desbroce, 60, 66, 106

- Descompactación, ii, 74, 77
descomponedores, 18, 22
Descomposición, 25, 90, 91, 97
descontaminación, 31
desertificación, 9, 17, 46, 74, 76, 140, 141, 142, 143
deslizamientos, 25, 83
desmonte, 30, 80, 88, 117, 124
detritívoros, 18
dique, 28, 33, 60, 85, 86, 113, 129, 130
dispersores, 44, 47, 60, 61
distancia filogenética, 69, 137
distribución parcheada, 103
distribución potencial, 63
diversidad de interacciones, 67
diversidad filogenética, 21, 22, 67, 68, 69, 70, 93, 133, 136, 137
diversidad funcional, 21, 22, 67
diversidad genética, 67, 136
diversidad taxonómica, 21, 22
ecosistema de referencia, 11, 39, 41, 42, 50, 53, 55, 57, 58, 59, 63, 74, 79, 81, 91, 94, 105, 127, 131, 132, 137
educación ambiental, 59
efectos alelopáticos, 90, 109
emergencia de plántulas, 107, 108, 111, 112
encostramiento, 24, 87, 90
encostramiento superficial, 24
endémico, 64, 90
enmendado, 18
enmienda, 12, 51, 55, 60, 90, 91, 123, 124, 141
ensamblaje, 42, 49, 94, 95, 97, 133, 136
erosión, 5, 15, 16, 24, 30, 33, 34, 35, 45, 46, 76, 83, 84, 88, 94, 95, 103, 104, 111, 112, 114, 117, 119, 123, 131, 139, 140, 141, 142, 146, 152,
erosión hídrica, 15, 24, 88
escarificado, 85, 87
escombreras, 31, 90,
escorrentía, 24, 34, 45, 46, 83, 102, 104, 112, 114, 129
especie invasora, 20, 23, 63
especies alóctonas, 25, 38, 111, 120
especies facilitadoras, 68, 134
estabilización, 53, 55, 72, 94, 95, 97, 101, 107, 112, 126
Estabilización de taludes, 12, 60, 85, 86, 118,
estaquillado, 85, 86
estériles mineros, 31, 90, 91, 92, 109,
estrés abiótico, 23, 53, 95
exóticas, 23, 37, 42
facilitación, 9, 44, 47, 49, 68, 69, 79, 93, 94, 95, 103
fase de establecimiento, 101
fertilidad del suelo, 97, 103, 137, 145
fertilización, 12, 90,
fertilizantes inorgánicos, 90
fijación de nitrógeno, 94
filogenia, 137
fitoestabilización, 55, 95, 97, 126
fitoextractora, 95
flora autóctona, 111
flora endémica, 120
fragmentación del paisaje, 30
funciones ecosistémicas, 9, 11, 13, 14, 19, 20, 21, 54, 66, 67, 71, 73, 74, 133, 135, 136, 137
gabión, 117
geomallas, 88
germinación, 61, 90, 107, 111, 112, 121
gipsófitos, 137, 138

- green roofs*, 54, 149
green walls, 54
 hábitat, 9, 12, 14, 19, 26, 27, 51, 52, 55, 64, 66, 68, 70, 83, 84, 92, 99, 106, 108, 115, 117, 119, 120, 121, 122, 123, 126, 127, 138, 139, 143, 148, 150, 152,
 Hábitat prioritario, 124
 hábitats amenazados, 121
 hábitats de interés comunitario, 9, 64, 106, 108, 119, 139
 hemicriptófitos, 114
 herbívoros, 18, 22, 50, 91, 138
 hidrosiembra, 88, 101, 109, 111, 112, 118, 119,
 hidrotecnia, 45, 46, 60, 85, 129
 hojarasca, 102, 109, 115
 imagen objetivo, 39, 43, 50, 81, 91, 114, 127,
 impacto paisajístico, 31, 32, 33
 incendios, 15, 64, 74, 83, 99, 139
 índice de diversidad de Shannon, 136
 índice de parentesco neto, 137
 integridad del ecosistema, 29
 interacción entre niveles tróficos, 22, 47, 129, 137
 interacciones ecológicas, 18, 67, 94, 133, 135, 136, 137
 islas de fertilidad, 49, 69, 102, 103, 106, 108
 Lugar de Interés Comunitario, 64
 marras, 84, 99, 107, 112, 115, 117, 129, 148
 materia orgánica, 24, 25, 89, 90, 91, 97, 102, 103
 matriz edáfica, 102
 matriz paisajística, 33, 35, 43, 50, 55, 56, 59, 60, 74, 79, 84, 85, 90, 115, 137
 metales pesados, 24, 76, 82, 90, 95, 141
 métodos extensivos, 64, 99, 104, 114
 métodos puntuales, 104, 114
 micorrizas, 133, 140
 microcárcavas, 104
 microhábitat, 47, 68, 80, 83, 99, 106, 107, 112, 117
 Microrreserva de Flora, 65, 138
 mineralización, 24, 133
 mitigación, 5, 53
 MPD, 137
mulch, 86, 90, 94, 106, 109, 111, 140, 151
 multifuncionalidad, 19, 21, 81
 naturación urbana, 54
 nicho de establecimiento, 104, 108, 112
 nicho ecológico, 38
 niveles tróficos, 18, 22, 45, 47, 91, 129, 133, 137
 nodriza, 44, 49, 68, 69, 80, 93, 94, 97, 98, 103, 105, 106, 109, 110, 117, 125, 134, 138, 141,
 NRI, 137
 oasificación, 46
 óptimo ecológico, 26, 37, 42
 pedestales, 104, 125
 pedregosidad, 103, 103, 108
 percepción social, 59, 72, 73
 perchas artificiales, 60, 61
 pérdida de productividad, 5, 80
 perfil topográfico, 50, 80
 plantación manual, 66, 112, 115, 116, 117, 118, 119, 138
 Plantación mecanizada, 115, 117
 plantaciones de diversificación, 99
 polinizadores, 18, 38, 50, 52, 54, 60, 67, 121
 preparación del suelo, 44, 60, 143
 procesos edafogenéticos, 88
 rasgos funcionales, 21, 22, 70, 93, 94, 97, 98
 rastrillado, 106

- reactivación de la sucesión vegetal, 109
reallocation, 53
reasignación, 53
reclamation, 13, 53, 149, 151
recolonización vegetal, 16, 33, 34, 36, 83, 114, 124
Recuperación, 18, 29, 30, 39, 49, 51, 53, 56, 61, 67, 81, 86, 88, 106, 108, 116
recuperación de especies, 121, 122, 126, 136
recursos genéticos, 19
Red Natura 2000, 64, 65, 124, 148
redes tróficas, 15, 22, 25, 58,
reducción de pendientes, 18
rehabilitación, 31, 41, 43, 46, 53, 55, 79, 101, 124, 127
reintroducción, 119, 120, 121, 142
remodelación de taludes, 12, 83, 84
residuos mineros, 50, 77
residuos compostados, 90
resiliencia, 15, 16, 29, 39, 43,
restauración hidrológico-forestal, 13, 45, 46, 73, 108, 115, 123, 129, 131, 141, 143, 152
restauración pasiva, 50, 52, 53, 57, 72, 82
restituciones, 101, 120,
riesgo geomorfológico, 119
ripado, 87, 115,
riqueza de especies, 66, 67, 127
riqueza vegetal, 136
salinidad, 90, 95
salinización, 15, 24
sellado, 25, 50, 55, 87, 91, 95, 102, 124
semillado, 48, 99, 101, 117
servicios ecosistémicos, 14, 19, 20
siembra a voleo, 105, 106, 107
siembra en línea, 107
siembra en surquillos, 107
siembra puntual, 108
sociedad civil, 11, 13, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78
subsulado, 75, 87, 99, 100, 115, 117
sucesión ecológica, 11, 29, 39, 50, 153
sucesión espontánea, 50, 53, 55, 134
sucesión primaria, 26, 27, 29, 31, 69
sucesión secundaria, 29, 30, 69,
suelo urbano, 11, 31
suelos antropizados, 79, 86, 90
suelos contaminados, 31, 43, 53, 82, 87, 95, 97, 114, 124, 141
sustitución, 23, 49, 51, 53, 55, 56, 57, 75, 76, 83, 85, 90, 92, 106, 107, 116
sustratos orgánicos, 29
tareas selvícolas, 64
técnicas integradas de conservación, 120
teoría del equilibrio, 40
teoría del equilibrio múltiple, 41
teoría del no equilibrio, 40, 41
teoría ecológica, 13, 39, 68,
terófitos, 114
terrazas, 28, 33, 44, 45, 60, 65, 76, 80, 85, 109, 111, 115, 117
toxicidad, 50, 53, 90
transformación, 34, 35, 50, 51, 53, 54, 55, 56, 83, 85, 107, 115
trayectoria, 30, 40, 41, 43, 53, 59, 60, 63, 64, 79, 81, 132, 133, 137
trayectorias sucesionales, 63
umbral de degradación, 30, 31



MINISTERIO
DE ECONOMÍA, INDUSTRIA
Y COMPETITIVIDAD



CSIC
CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

Fundación **BBVA**



CIDE

Centro de
Investigaciones
sobre
Desertificación



fundación
SIERRA MINERA

