

# Uso de vegetación autóctona en restauración ambiental

María A. Pérez Fernández y Elena Calvo Magro

Área de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Tlfn. + 34 924 289654; fax: + 34 924 289651; e-mail: [mangepf@unex.es](mailto:mangepf@unex.es)

## Resumen

El incremento de degradación del suelo, especialmente observado en las últimas décadas, es un fenómeno de magnitud mundial. El deterioro del medio edáfico limita el potencial para el reestablecimiento de la vegetación autóctona. Una gran proporción del suelo ha sido expoliado en todo el mundo y se hace obligado detener las prácticas que conducen a usos destructivos al tiempo que introducir métodos de reversión de esta degradación, tareas en las cuales Ecología y Tecnología juegan un papel relevante. Ha de prestarse especial atención a los ecosistemas aún prístinos que pueden actuar como modelos a seguir para abordar una adecuada recuperación de sistemas naturales destrozados; estos ecosistemas pueden, simultáneamente, actuar como fuentes de semillas y otros propágulos indispensables en la reintroducción de flora y fauna. Los sistemas naturales y semi-naturales como los silvopastorales que predominan en el centro de la Península Ibérica pueden servir en este propósito. La adecuada elección de especies vegetales es un aspecto clave a la hora de abordar proyectos de restauración y recuperación ambiental. Entre las características ideales de las plantas para ser usadas en estos proyectos cabe citar una elevada capacidad de reproducción, tolerancia a valores extremos de pH, tolerancia a la sequía, a la baja o excesiva disponibilidad de nutrientes, y a temperaturas extremas. Junto a todo esto, la Fijación Biológica de Nitrógeno es otro elemento relevante en la recuperación de espacios degradados. En enclaves semiáridos, donde las tierras marginales representan un serio problema ambiental y donde el establecimiento de vegetación es azaroso, la introducción a modo de especies pioneras, de leguminosas arbustivas inoculadas, mejora la fertilidad del suelo y acelera el establecimiento de una comunidad vegetal, lo que indica que estas sean una buena herramienta en la mejora del suelo. Unido a todo ello se recomienda en los proyectos de rehabilitación ambiental, el uso conjunto de manchas de vegetación mixta, incluyendo árboles y arbustos que favorecerán no sólo la revegetación, sino también la posterior reintroducción de fauna nativa.

**Palabras clave:** Regeneración, restauración, revegetación, especies autóctonas, simbiosis, bancos de semillas, germinación, dispersión zoócora

## Summary

Soil degradation has increased over the last decades all over the world. It limits the potential for the re-establishment of native plants. Much land has been degraded worldwide, and it is time to stop the destructive uses of land and to institute a serious reversal of land degradation in which ecology and technology have a common role to play. Special attention has to be paid to pristine ecosystems that can act as models to follow on how to recover spoiled natural systems as well as sources of seeds and other propagules. Natural and semi-natural ecosystems like the selvi-pastoral ones in the centre of the Iberian Peninsula can serve in this purpose. The appropriate selection of plant species is a key feature in land rehabilitation projects. Plant species have to meet criteria of easy reproduction, ability to withstand extreme values of pH, drought, nutrients, and temperatures. Together with that, Biological Nitrogen Fixation can play a role in land remediation. In semi arid areas where marginal lands represent a serious environmental problem and where plant establishment is hazardous the introduction of inoculated shrubby legumes as pioneer plant species ameliorates soil fertility and plant community suggesting its regular use as a good tool in land amelioration. Together with that, it is advise to use patches of combined vegetation of trees and shrubs that will favour the re-introduction of the native fauna.

**Key words:** Land rehabilitation, reclamation, revegetation, native species, symbiosis, seed banks, germination, zoochorous dispersion

## **Introducción**

La desmesurada actividad antrópica, exacerbada desde hace varias décadas, está dando como resultado extensas porciones de territorio alteradas. Las intensas prácticas de deforestación, los incendios accidentales o para manejo de la vegetación, el sobrepastoreo, las malas prácticas agrícolas o los desmontes para obras de ingeniería civil, dejan una huella de deterioro fácilmente observable en casi cualquier paisaje. Así, muy pocas áreas del territorio contienen comunidades ecológicas inalteradas o con un alto grado de conservación y son más las que presentan problemas de empobrecimiento de la vegetación y pérdida de suelo fértil.

Ante esta situación de acelerado proceso de empobrecimiento del acervo biológico, se impone la necesidad de restaurar ecosistemas perturbados. Las prácticas al respecto están teniendo distinto éxito a nivel mundial. Las restricciones más frecuentes a los proyectos de recuperación de ecosistemas incluyen la baja diversidad biológica natural o inducida por la propia perturbación, la presencia de especies introducidas con elevada capacidad colonizadora y competidora en virtud de las cuales desplazan a la vegetación autóctona, el deterioro del substrato edáfico y con él la disminución o pérdida de bancos de semillas (Tekle y Bekele, 2000) y otros propágulos que actuarían como reservorios de la vegetación original, pérdida de las interacciones entre especies que activan los ciclos de nutrientes y con todo ello, la pérdida de la funcionalidad del ecosistema por alteración de su resistencia y resiliencia.

Las actuaciones dentro del marco de un proyecto de restauración en sentido amplio, varían en función de los objetivos que se persigan. De forma global, puede afirmarse que en todos los casos se tiende a recuperar o rehabilitar el terreno afectado, devolviéndole de la forma más aproximada posible las condiciones naturales originales; es decir, se intenta retornar a la situación previa al deterioro. La rehabilitación se conseguirá de forma total cuando se alcance una reproducción fiel de aquella situación previa; en otros casos sólo se consigue corregir o compensar con distinto grado de satisfacción los problemas originados. En todos los casos, con independencia de que logremos o no recuperar lo que antes existía, es posible inducir el desarrollo de una vegetación protectora que permita conservar un cierto grado de diversidad biológica – flora y fauna-, así como evitar la pérdida de suelo por erosión e incrementar la fertilidad edáfica. De ahí que en ocasiones se confundan restauración y rehabilitación e incluso se entiendan exclusivamente como revegetación.

Hasta no hace mucho en nuestro país, los programas de reforestación se planteaban como una forma de recubrir el suelo, alejados de criterios ecológicos y siguiendo pautas poco científicas. En las tareas de uso de vegetación para mitigar impactos, que en cualquier caso han servido para mantener cubiertas forestales abundantes, se empleaban especies arbóreas de crecimiento rápido, sin valorar su grado de naturalidad y adecuación a las condiciones predominantes. En no escasas situaciones se han empleado incluso especies exóticas que en ocasiones han arruinado el proyecto o bien han dado lugar a ‘desiertos verdes’ de donde queda excluida la diversidad local (Brown y Rice, 2000). Por ello, las prácticas actuales tienden a tomar como referencia para la restauración ecosistemas próximos al afectado que al tiempo que nos muestran cuales son las pautas a seguir en la introducción de especies, sirven de reservorios y fuentes de propágulos. De este modo, la propia naturaleza nos indica qué especies han de emplearse en la revegetación, a fin de que la misma permita la posterior entrada, de forma espontánea, de la fauna autóctona. Simultáneamente, los ecosistemas de referencia contribuirán al enriquecimiento de la biodiversidad por aporte directo de semillas y a través de la información contenida en los bancos almacenados en el suelo. Así, los ecosistemas de referencia indican qué especies han de eliminarse por ser estas exóticas, si bien la problemática derivada de la presencia de especies invasoras puede afectar de antemano a estos ecosistemas (Brown y Rice, 2000). El manejo de especies exóticas puede ser complejo y su erradicación o control no siempre posible, por lo que han de considerarse como elementos especiales para los que se diseñarán programas de manejo continuados a largo plazo.

El uso de especies domesticadas y ampliamente empleadas en reforestación facilita su manejo. Ahora bien, si tenemos en cuenta las experiencias previas y sus desalentadores resultados, parece obligado replantear el uso de especies nativas para lo cual es necesario hacer inventarios de aquellas con potencial colonizador para cada clima y situación ambiental particular. Los inventarios deberán de ser complementados con estudios referentes a la biología, ecología, características de reproducción, propagación y manejo de las especies disponibles, con objeto de facilitar su empleo en la restauración ecológica.

A lo largo de este capítulo nos centraremos básicamente en el uso de especies arbustivas, si bien un programa de restauración ecológica habrá de tener en cuenta todas las especies presentes en la comunidad, incluyendo las herbáceas de especial interés en los inicios de la sucesión.

## **Restauración Ecológica**

La literatura científica respecto a la restauración ambiental identifica diversos términos para definir prácticas de restauración y recuperación de espacios alterados. Estos términos difieren en los objetivos perseguidos y grado de consecución de los mismos. De este modo podremos hablar de **restauración propiamente dicha** cuando las actuaciones propician el retorno a las condiciones existentes en el medio o en las comunidades naturales originales, incluyendo toda la diversidad biológica original e incluso el grado de estabilidad que no requiera de actuaciones posteriores. Una forma alternativa es la **rehabilitación ambiental**, consistente en recuperar las principales funciones ambientales del ecosistema (Vázquez Yanes et al., 1999) que permitan mantener la estabilidad, la fertilidad, la conservación del suelo y parte de los ciclos hidrológicos y de nutrientes, aunque una porción de la diversidad se haya perdido y por consiguiente los ecosistemas necesiten de manejos posteriores a fin de mantener su estabilidad. Una tercera forma de entender y de abordar la restauración consiste en la **restauración del paisaje**, orientado a la búsqueda de un entorno visualmente atractivo.

La restauración ambiental o también denominada **restauración ecológica** se basa en un profundo conocimiento científico del medio, utilizando para ello los principios y actuaciones de la Ecología. Una de las grandes aportaciones de esta ciencia al conocimiento del territorio ha sido la de desvelar su naturaleza holística; es decir, incide en el carácter interrelacionado de todos los elementos que constituyen el medio natural (Beeby, 1993). De ahí que las actuaciones aisladas repercutan en el entorno con el que se relacionan y aunque los individuos puedan encontrarse aislados, estos terminan por interrelacionarse con otros. La ecología se ocupa de estudiar los individuos, el medio físico en el que se enclavan así como las interacciones de los primeros entre si y con el medio (Darmer, 1991). Este modo de abordar la restauración pasa por un conocimiento previo del terreno, que sirve de base para el correcto diseño de las actuaciones a llevar a cabo, así como para identificar posibles impactos existentes o que pudieran derivarse del propio proyecto de restauración. Inevitablemente la restauración ecológica lleva implícita la consideración del paisaje como un todo, en el cual han de restaurarse tanto su aspecto externo, al que podemos definir como **fenosistema** (elementos visibles del paisaje o del ecosistema), como su funcionamiento derivado de los componentes menos visibles del mismo, a lo que nos referiremos como **criptosistema** (elementos no visibles del paisaje o del ecosistema).

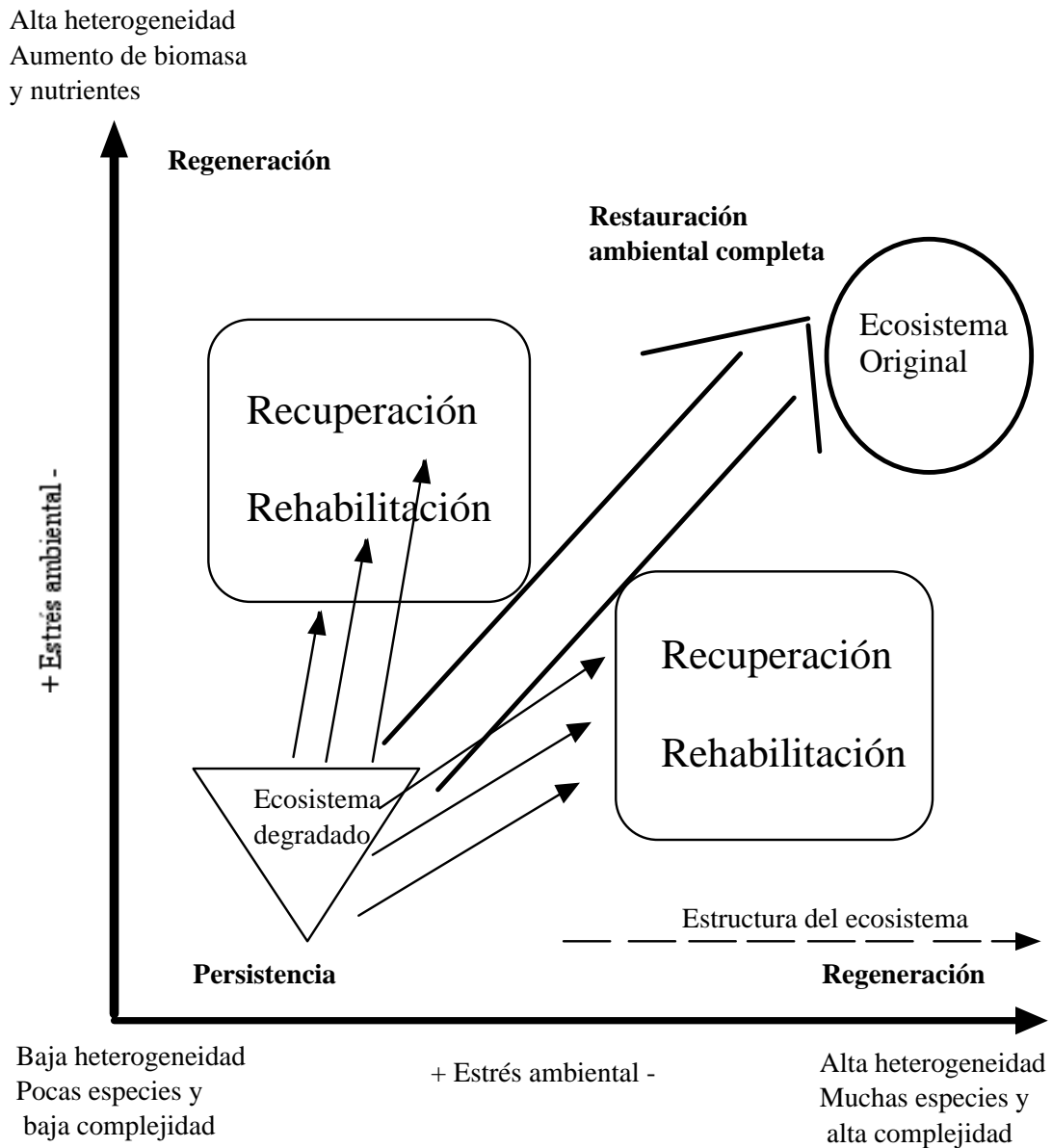
La ecología nos ayudará, pues, a entender procesos naturales tales como los intercambios de materia y energía que se producen dentro y entre los ecosistemas; las interacciones competitivas y facilitadoras entre especies por las cuales únicamente ocuparán determinados nichos ecológicos las especies capaces de alcanzarlos (*principio de acción*), modificarlos adecuadamente (*principio de reacción*) e interactuar positivamente con ellos para permanecer, o negativamente para desaparecer (*principio coacción*); los modelos de transporte de propágulos que contribuyen al incremento de la diversidad biológica; los aportes de nutrientes al substrato edáfico a través de interacciones simbióticas como las micorrizas, la fijación de nitrógeno por leguminosas, o el aporte de materia al suelo a partir de la descomposición bacteriana, etc; la sucesión ecológica en virtud de la cual se produce toda una alternancia entre especies, desde las colonizadoras tempranas generalmente clasificadas como estrategas de la *r*, a las especies climácicas o también denominadas *k* (a pesar de las excepciones en cada una de estas clasificaciones).

Este modo de restaurar contrasta con la rehabilitación ambiental y con la restauración del paisaje que son, por otro lado, las prácticas más habituales. Estas pueden entenderse como **restauración técnica** y puede consistir simplemente en una revegetación, o en una restitución de la geomorfología original, o la modificación de la misma a formas potencialmente menos erosionables. En general implican una actuación sobre el territorio desde un punto de vista más ingenieril que biológico que se traduce en maquillar de verde el territorio. Ahora bien, la restauración ambiental lleva implícito no sólo recuperar el aspecto del territorio alterado, sino devolverle su funcionamiento que ha de ser similar al que presentaba antes de haber sido intervenido. Y para ello es necesario entender el territorio como un ecosistema, conocer todas las partes confortantes y el modo en el que se ensamblan para originar un todo funcional.

Incluso la restauración paisajística es en si un proceso complejo pues el paisaje que puede coincidir con el concepto de territorio, engloba no sólo los aspectos visuales (geología, geomorfología, cuencas hidrográficas, vegetación etc.) sino que incluye todos los aspectos referentes a su génesis, entre los que caben citar el paso del tiempo que configura su fisionomía actual y los aspectos culturales en los que el hombre tiene una importancia crucial dadas sus actuaciones sobre el propio paisaje que son causa de su aspecto estético. Con todo se origina una estructura compleja de elementos interrelacionados. Aquí, la tarea del restaurador, que siempre ha de ser un equipo multidisciplinar, debe de atender tanto a las alteraciones sobre el criptosistema como a

las alteraciones sobre el fenosistema o paisaje visual de modo que se **integren visualmente** todas las actuaciones en su entorno, sin que primen las de carácter científico sobre las visuales ni viceversa.

Los niveles de degradación de la cubierta vegetal así como del suelo, junto con la capacidad de regeneración de la vegetación autóctona, indicarán de forma espontánea las especies que deberán emplearse en cada localidad. Un deterioro leve puede superarse mediante los mecanismos naturales de regeneración a través del banco de semillas, de estructuras vegetativas sin destruir o de la lluvia de semillas, todo ello sobre un suelo aún fértil. Si el nivel de deterioro es mayor serán precisas manipulaciones ambientales que implican el remodelado del terreno, así como el empleo de especies remediadoras o mejoradoras del suelo que a su vez contribuyan a suavizar las condiciones del clima local, todo ello combinado con la reactivación de la lluvia de semillas procedentes de zonas próximas con elevado grado de conservación. Cuando la alteración es muy intensa, o allí donde se presenta una acusada invasión de especies foráneas, habría de actuarse eliminando la vegetación introducida y propiciando la presencia de especies autóctonas, adecuadas para el fin perseguido, lo que además debe de ir combinado con técnicas de ingeniería del paisaje para mejorar las condiciones de establecimiento de las plantas que se utilicen en la revegetación.



**Figura 1.** Posibles situaciones en un ecosistema tras sufrir una perturbación y denominación según el tipo de actuación a que se someta (Modificado de Bradshaw, 1984).

### Sistemas silvopastorales: el modelo adherado

Entre los modelos de ecosistemas a emular en la restauración y dentro del ámbito Mediterráneo, una pauta a seguir es la inducción del monte multifuncional en el que se simultanean el empleo de especies arbóreas, con mayor o menor grado de domesticación, con la producción agropecuaria (Gómez Gutiérrez y Pérez Fernández,

1996). Se trata de combinaciones de cultivos de árboles y arbustos en los substratos de vuelo y subvuelo, con cultivos o pastizales en el suelo, que varían en secuencia temporal, composición de especies, distribución espacial y en las interacciones biológicas que se dan entre sus componentes. El adecuado diseño de estos sistemas propicia que los componentes leñosos hagan aportaciones valiosas al resto del sistema. El arbolado y como este el matorral, crean islas de fertilidad para especies herbáceas al aportarles sombra, una mayor disponibilidad hídrica, protección contra el viento, control de la erosión por fijación del suelo, reducción de la evapotranspiración, acumulación de materia orgánica y reciclado eficiente de nutrientes minerales. Simultáneamente se obtienen productos complementarios a los derivados del cultivo, el pastizal o el ganado que sustentan aquellos; productos como son forraje, leña y madera, carbón, frutos para consumo humano y animal, abonos verdes, vainas, miel, colorantes, fibras, flores ornamentales, pasta de papel, trufas.

En todo el centro oeste de la Península Ibérica, predomina este tipo de ecosistemas, bajo la denominación de dehesa en España y de montado en Portugal. Desde antiguo han representado una forma sostenible de uso del territorio, combinando el manejo del arbolado con el mantenimiento de una ganadería en régimen extensivo compatible con la presencia de flora y fauna autóctonas. Sin embargo, las nuevas prácticas de explotación agrícola han propiciado el abandono de las prácticas tradicionales de gestión, incrementando la presión antrópica sobre los recursos naturales e incluso induciendo modificaciones en el paisaje. Desafortunadamente estos ecosistemas mediterráneos emblemáticos caracterizados por su diversidad biológica pueden ser difícilmente recuperables dado que es prácticamente inviable recuperar los sistemas tradicionales de explotación (Bradshaw, 1983) ni tampoco recuperar el proceso histórico que los hizo nacer. Estos ecosistemas, que según Directiva 92/43 CEE han de ser recuperados, podrían servir como modelo de actuación para regenerar espacios degradados y darles un uso sostenible y alternativo a la total expoliación (Mesa, 1996).

### **Cualidades de las plantas para restauración**

Uno de los primeros pasos en la restauración es la selección de las especies vegetales que se van a implantar en el terreno a mejorar. La restauración no es sinónimo de revegetación, pero esta última en sí, puede representar el grueso de la restauración. El éxito de la misma depende en gran medida del acierto en la selección de especies.

La selección de especies tiene como finalidad la elaboración de una lista de plantas que se adapten a los objetivos marcados en el plan de recuperación. Pasa por una primera etapa de preselección en la que se eliminarán aquellas especies que se aparten de las características de la restauración. Posteriormente se lleva a cabo un proceso de valoración consistente en establecer un orden de preferencia a cada especie preseleccionada. Finalmente se procede a una etapa de optimización en la que tras comparar el comportamiento de diferentes especies se elijen definitivamente las más adecuadas.

Se consideran plantas de interés en la restauración aquellas de fácil propagación, capaces de resistir condiciones extremas de baja fertilidad, sequía, pobreza y compactación edáfica, pH muy alto o muy bajo, salinidad, exceso de nutrientes, contaminación de suelos o temperaturas extremas. Han de ser de crecimiento rápido y alcanzar elevada producción de materia orgánica, incluyendo hojarasca de fácil descomposición que devuelva nutrientes al suelo (elevada relación C/N). Es deseable asimismo que presenten alguna utilidad adicional además del efecto restaurador, como son la producción de sombra, leña, carbón, forraje, madera, néctar, trufas o ser maderables. Igualmente es de extrema importancia que tengan nula tendencia hacia una propagación invasora e incontrolable. Resulta ideal que presenten nódulos fijadores de nitrógeno o micorrizas que compensen bajos niveles de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes en los suelos y que sean capaces de crear islas de fertilidad para otros elementos de la flora y de la fauna, facilitando así la recuperación de todo el ecosistema (Murcia, 1997).

El transcurso del tiempo permitirá que los agregados formados por las plantas intauradas que cumplan los requisitos adecuados, faciliten de modo natural el reciclaje de nutrientes, preservándose la fertilidad y, en general, propiciando las condiciones adecuadas para el retorno al funcionamiento original de las comunidades naturales (Lugo, 1997). En nuestro entorno mediterráneo son numerosísimas las especies de leñosas y arbustivas nativas potencialmente valiosas para la restauración ecológica cuyo uso permite la diversificación de las especies en trabajos de restauración (García Fayos et al., 2001). De entre la flora presente en la comunidad extremeña, aunque no exclusiva de esta, se han seleccionado ejemplos de especies arbóreas y arbustivas con potencial para su uso en la revegetación de espacios degradados y que se recogen en la Tabla 1 junto a algunas de sus requerimientos para la germinación.

Los criterios a la hora de elegir especies se basan en el conocimiento en detalle de las características ecológicas de las especies potencialmente válidas para la restauración. Junto a esto, resulta útil llevar a cabo la zonificación del área de actuación en unidades homogéneas que puedan ser tratadas de modos similares. La diferenciación de unidades ecológicas permite conocer las restricciones y condiciones impuestas por las condiciones edáficas y climáticas del entorno. Se procurará, siempre que sea posible, el uso de especies autóctonas pertenecientes a la serie dinámica potencial del área, lo que asegurará la deseada buena sucesión y evolución ecológica (Wali, 1999). Servirá de ayuda comprobar como han respondido especies instauradas en proyectos de restauración próximos. Es también deseable identificar y capturar germoplasma disponible que a su vez nos permita la búsqueda e identificación de fenotipos idóneos para el propósito establecido. Siempre que se pueda se optimizarán los métodos de propagación y se mejorarán las cualidades valiosas de las especies elegidas. Finalmente, tras la instauración de la vegetación se llevará a cabo un exhaustivo control de malas hierbas y de plagas, aclarado periódico de las especies en crecimiento, regado y fertilización, prevención de incendios y afectación por otros factores de perturbación como el ramoneo.

### **Uso de leguminosas**

Si bien el nitrógeno es muy abundante en la atmósfera, en numerosos ecosistemas resulta limitante para el crecimiento de las plantas ya que estas no pueden utilizarlo en su forma elemental y tienen que obtenerlo del suelo principalmente en forma de nitratos o amonio. La fijación biológica de nitrógeno es un proceso clave en la biosfera, por el cual microorganismos portadores de la enzima nitrogenasa convierten el nitrógeno gaseoso en nitrógeno combinado. El grupo de bacterias al que se conoce colectivamente como rizobios, induce en las raíces (o en el tallo) de las leguminosas la formación de estructuras especializadas, los nódulos, dentro de los cuales el nitrógeno gaseoso es reducido a amonio. Se estima que este proceso contribuye entre el 60-80 % a la fijación biológica de nitrógeno. En esta simbiosis, la planta hospedadora obtiene nutrientes nitrogenados de la bacteria (rizobios) y ofrece a ésta una fuente de carbono y un ambiente favorable para fijar nitrógeno. Esta simbiosis contribuye con una parte considerable del nitrógeno combinado en la tierra y permite a las plantas leguminosas no sólo crecer sin fertilizantes nitrogenados y sin empobrecer los suelos, sino que contribuyen a la mejora de suelos empobrecidos.

Es por esto que las leguminosas muestran una amplia diversidad tanto morfológica como ecológica y de hábitats, y por ello encontramos desde formas herbáceas anuales hasta árboles tropicales. La fijación de nitrógeno en la simbiosis rizobio-leguminosa ha sido y sigue siendo de considerable importancia en agricultura, porque causa un aumento significativo del nitrógeno combinado en el suelo. Dados los beneficios observados en los sistemas agrícolas derivados de la presencia de leguminosas, parece factible su uso en otros proyectos como la restauración ambiental. No en vano, la mayoría de las hidrosembras incluyen semillas de leguminosas, si bien esto no es práctica suficiente y se hace obligado mejorar las técnicas de uso de leguminosas, tanto anuales como perennes. Dado que la carencia de nitrógeno suele darse en suelos desnudos y sin abonar, las leguminosas noduladas ofrecen una ventaja selectiva en tales condiciones y pueden crecer bien en zonas donde no lo harían otras plantas. Esto justifica que desde no hace mucho hayan comenzado a utilizarse leguminosas arbustivas y arbóreas como plantas pioneras en la reforestación de zonas áridas y semiáridas.

**Tabla 2.** Especies herbáceas identificadas en tres cuadrados experimentales durante un periodo de seis meses desde el transplantado de cuatro plántulas de *Cytisus multiflorus* y otras cuatro de *Cytisus striatus* en dos cuadrados experimentales de 25 m<sup>2</sup> (Pérez-Fernández et al., 2004).

Cuadrado Control	Cuadrado Sin Inocular	Cuadrado Inoculado
<i>Malva sylvestris</i> L.	<i>Datura stramonium</i> L.	<i>Galactites tomentosa</i> Moench
<i>Cynodon dactylon</i> (L.)Pers.	<i>Cynodon dactylon</i> (L.)Pers.	<i>Malva sylvestris</i> L.
<i>Portulaca oleraceae</i> L.	<i>Malva sylvestris</i> L.	<i>Portulaca oleraceae</i> L.
	<i>Taraxacum vulgare</i> (Lam.)Schrank	<i>Chenopodium murale</i> L.
	<i>Galactites tomentosa</i> Moench	<i>Cynodon dactylon</i> (L.)Pers.
	<i>Arenaria montana</i> L.	<i>Amaranthus albus</i> L.
	<i>Trifolium campestre</i> Schreber	<i>Trifolium campestre</i> Schreber
	<i>Geranium robertianum</i> L.	<i>Trifolium repes</i> L.
	<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.)Mérat	<i>Heliotropium europaeum</i> L.
	<i>Rumex angiocarpus</i> Murb.	<i>Geranium robertianum</i> L.
	<i>Portulaca oleraceae</i> L.	<i>Senecio vulgaris</i> L.
	<i>Chenopodium murale</i> L.	<i>Bromus rubens</i> L.
	<i>Convolvulus arevensis</i> L.	<i>Convolvulus arevensis</i> L.
	<i>Heliotropium europaeum</i> L.	<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.)Mérat
	<i>Amaranthus albus</i> L.	
	<i>Chrozophora tinctoria</i> (L.)A.H.L. Juss	
	<i>Coniza bonariensis</i> (L.)Conq.	
	<i>Silybum marianum</i> (L.)Gaertner	
	<i>Euphorbia maculata</i> L.	

Un estudio reciente para suelos extremeños tras una intensa perturbación por adición de pesticidas (Pérez-Fernández et al., 2004) ha puesto de manifiesto que la presencia de leguminosas tanto inoculadas como no inoculadas favorece el

establecimiento de la vegetación de herbáceas acompañantes (Tabla 2). Igualmente, la presencia de leguminosas arbustivas en tales suelos, induce el aumento de nitrógeno (Tabla 3). Este efecto beneficioso derivado de las leguminosas se ha puesto también de manifiesto en otros ecosistemas áridos del ambiente mediterráneo, en los que, tras un periodo mayor de experimentación se detectaron incrementos más acusados de N, P y materia orgánica edáfica (Vallejo, Bautista, & Cortina, 1999; Requena et al., 2001). Por todo ello parece ineludible que una buena elección de leguminosas, mezcladas con otras especies autóctonas, tanto en las hidrosiembras, como en las plantaciones, garantice no sólo la revegetación de los espacios alterados, sino que induzca la recuperación del funcionamiento del ecosistema como un todo.

**Tabla 3.** Propiedades físicas y químicas de muestras de suelo tomadas quincenalmente en tres cuadrados experimentales sin leguminosas y con individuos inoculados y no inoculados de *Cytisus multiflorus* y de *Cytisus striatus* (Pérez-Fernández et al., 2004).

	<b>Arena (%)</b>	<b>Limo (%)</b>	<b>Arcilla (%)</b>	<b>pH</b>	<b>N (%)</b>
<b>Junio</b>					
Control	81	8	11	6.61	2.902
Sin inocular	78	2	20	8.04	2.906
Inoculadas	84	4	12	7.29	2.903
<b>Septiembre</b>					
Control	84	4	12	7.18	2.900
Sin inocular	79	9	12	7.12	2.903
Inoculadas	86	1	13	7.00	2.905
<b>Octubre</b>					
Control	80	8	12	6.94	2.903
Sin inocular	83	2	14	6.56	2.904
Inoculadas	78	7	15	7.02	2.970
<b>Noviembre</b>					
Control	84	4	12	5.68	2.904
Sin inocular	77	7	16	7.32	2.904
Inoculadas	82	4	14	6.54	2.970

### **Aprovechamiento del banco de semillas y germinación**

Como ya se ha comentado, el mejor modo de abordar la restauración consiste en imitar la naturaleza, tanto en lo que concierne a la elección de especies como a los pasos a seguir intentando emular el incremento de complejidad en el sistema. Si el medio a restaurar no presenta ningún relicto de vegetación, la restauración tomará como modelo los ecosistemas adyacentes, de los que con mucha probabilidad les llegarán las semillas. La sucesión secundaria indicará la secuencia de comunidades que se sucederán hasta

originar una comunidad estable capaz de autoperpetuarse en concordancia con el clima regional (Vallejo et al., 2003). Todo este proceso comienza sin lugar a dudas gracias a la capacidad de establecimiento de las especies, que puede ser bien por rebrote o por germinación. Exceptuando casos contados, todas las plantas se reproducen a través de sus semillas por lo que la capacidad de producción de estas, su duración y habilidad para germinar son decisivas y paso imprescindible en el inicio de la sucesión. Tal es así, que en pinares de reforestación sometidos a incendio se ha observado como se transforman en robledales (Rodrigo et al., 1999) dado el bajo potencial germinador del pino, la existencia previa de *Quercineas* en el pinar y su presencia en ecosistemas próximos. Del mismo modo, no es raro observar tras una perturbación la aparición de especies que no se manifestaban entre la vegetación real antes de dicha perturbación. Si bien el caso de las *Quercineas* pudiera no ser el mejor ejemplo de formación de banco de semillas en el suelo, si es cierto que otras muchas especies en numerosas familias botánicas son capaces de almacenar bancos viables durante décadas (Verdú y García-Fayos, 1996; Pérez-Fernández y Gómez Gutiérrez, 2000) garantizando así la aparición de estas especies cuando las condiciones ambientales lo propician, y que puede ocurrir muchos años tras la eliminación del último individuo adulto productor de semillas. Esto, unido a las características particulares del clima de nuestro entorno, con veranos extremadamente secos y calurosos, inviernos fríos y húmedos, secuencias irregulares de perturbación, las particularidades ecológicas de las especies y las variaciones en los tipos de suelo, ofrecen distintas posibilidades sucesionales (Uhl et al., 1988).

En la cosecha de semillas de numerosas especies es posible encontrar semillas con marcadas diferencias en su capacidad para germinar. Esta capacidad germinativa diferencial favorece la dispersión espacial y temporal de la especie. Las semillas maduras en el momento de abandonar la planta madre, pueden germinar inmediatamente; no así otra porción de la misma cosecha, que cae al suelo quedando expuesta a depredadores, a la acción de agentes dispersantes o bien puede introducirse en grietas y ranuras del suelo para formar bancos persistentes, en realidad los verdaderos agentes de dispersión temporal. Por consiguiente, el banco de semillas es un reflejo de la historia de la vegetación de cada comunidad (Symstad et al., 1998) al que habrán de añadirse las especies procedentes de ecosistemas próximos. Las implicaciones prácticas del conocimiento de los bancos de semillas son numerosas, entre las que cabe citar el conocimiento de la longevidad de las semillas que lo componen, que a su vez permite definir la resistencia y la resiliencia ambientales.

Los bancos de semillas acumulados en el suelo, además de por todo lo señalado, juegan un papel relevante en la restauración y rehabilitación de suelos degradados, especialmente en aquellos bajo condiciones de acusada aridez ambiental, ya que las especies autóctonas presentan un crecimiento más rápido en el substrato en el que crecieron las plantas adultas, que en suelos alóctonos (Pérez-Fernández y Gómez Gutiérrez, 2000). En consecuencia, ante cualquier actuación degradante del medio natural, se hace imprescindible retirar y conservar las capas superficiales del suelo, verdaderos reservorios de la vegetación potencial de la comunidad alterada. La revegetación será mucho más rápida y representará una garantía de protección frente a la erosión, aspecto aún más evidente en el caso de especies arbustivas capaces de ejercer un efecto facilitador en la vegetación circundante y que contribuyen al establecimiento de la cohorte de especies anuales acompañantes (López-Pintor et al., 2000; Rodríguez-Echeverría y Pérez-Fernández, 2003).

### **Importancia de la dispersión en la revegetación**

La dispersión zoócora de semillas y otros propágulos tiene una gran importancia en la regeneración de la vegetación en prácticamente todos los ecosistemas del mundo (Sorley and Andersen, 1994; Böhning-Gaese et al, 1995; Watson, 1995; Kollman and Schill, 1996; Graae, 2002). En el caso de bosques templados, entre los cuales se encontrarían los de Extremadura, se ha estimado que un 33% de la recuperación de especies arbóreas y arbustivas se lleva a cabo gracias a la dispersión de semillas por animales (Wunderle, 1997). El impacto de los animales en la restauración, por tanto, puede tomar dimensiones considerables debido a que muchas especies pioneras que demandan luz generalmente presentan semillas de pequeño tamaño fácilmente dispersadas por el viento, mientras que las especies predominantes en la sucesión secundaria suelen presentar semillas de gran tamaño y por ello requieren el auxilio de vectores como los animales. Del mismo modo, en áreas de vegetación frondosa, las especies pioneras dispersadas por el viento encuentran dificultades para establecerse bajo condiciones de escasez de luz. Por tal motivo sólo las especies con semillas de gran tamaño y capaces de tolerar la sombra, es decir, las especies propias de la sucesión secundaria, son las que finalmente pueden colonizar exitosamente un terreno en proceso de revegetación. En este contexto podemos asegurar que tan importante es en el proceso de restauración la vegetación en sí, como la proximidad a otros sistemas prístinos que actúen como fuentes de semillas y de vectores de transporte de las mismas.

La ausencia de animales dispersores limitará el establecimiento de especies climáticas así como de otros componentes de la sucesión secundaria (especies bianuales y arbustivas entre otros). Incluso cuando los mecanismos de dispersión están actuando, surge el problema del tamaño de las semillas ya que la movilidad de los propágulos disminuye al aumentar su tamaño afectando igualmente al proceso de re introducción de la vegetación; por esto mismo, la presencia de aves y de mamíferos es crucial en el proceso restaurador y paradójicamente estos grupos faunísticos son los primeros en abandonar los terrenos degradados.

La restauración ambiental, cuando se pretende que sea completa, lleva asociado el diseño de plantaciones tales que maximicen su atractivo para la vida silvestre. A este respecto son preferibles especies autóctonas de hoja ancha frente a las coníferas ya que las primeras aportan condiciones ideales para la germinación de las semillas y como hábitats para especies animales (Parrota et al., 1997). Mejores resultados se obtienen aún si en la restauración se propicia la alternancia de especies perennes y caducas, mezcladas con otras especies arbustivas, todo lo que contribuye a incrementar la diversidad de nichos y recursos ecológicos. El incremento de nichos aumenta la vida silvestre y con ello la dispersión desde otros enclaves hacia la zona restaurada y de esta hacia fuera.

### **Agradecimientos**

Los autores agradecen a la organización del 1<sup>er</sup> Congreso Internacional de Medio Ambiente en Extremadura (Valencia de Alcántara, Cáceres) la amable invitación a participar como ponente en el mismo. Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, Proyecto REN2001-0749 / GLO.

**Tabla 1.** Ejemplos especies arbustivas susceptibles de uso en proyectos de revegetación presentes en Extremadura. Se apuntan también posibles formas de romper la latencia seminal (modificado de Pérez-Fernández y Gómez Gutiérrez 2003).

Espece	Familia	Tipo de latencia	Tratamiento para germinación
<i>Pistacia lentiscus</i> L.			
<i>Pistacia terebintus</i> L.	Anacardiaceae	No latente	Sin tratamiento
<i>Berberis thumbergii</i> L.	Berberidaceae	No latente	Sin tratamiento
<i>Catalpa bignonioides</i> Walt.	Bignoniaceae	No latente	Sin tratamiento
<i>Buxus sempervirens</i> L.	Buxaceae	No latente	Sin tratamiento
<i>Sambucus nigra</i> L.	Caprifoliaceae	Morfofisiológico	Estratificación húmeda fría (90 días). Estratificación caliente seguida de estratificación fría
<i>Vivurnum tinus</i> L.	Caprifoliaceae	Fisiológica	60-90 días estratificación caliente
<i>Capparis spinosa</i> L.	Capparaceae	Física	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> . GA 4+7. KNO <sub>3</sub>
<i>Ceratonia siliqua</i> L.	Cesalpinaeae	Física	Paso por tracto digestivo. Inmersión en H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> una o dos horas. Agua hirviendo.
<i>Cercis siliquastrum</i> L.	Cesalpinaeae	Física	Escarificación mecánica o Química
<i>Cistus albidus</i> L.	Cistaceae	Morfofisiológica	Ciclos de luz y oscuridad. KNO <sub>3</sub>
<i>Cistus ladanifer</i> L.	Cistaceae	Física y fisiológica	Paso por tracto digestivo; Altas temperaturas durante 1 a 5 minutos
<i>Cistus laurifolius</i> L.	Cistaceae	Fisiológica	Altas temperaturas durante 1 a 5 minutos. Ciclos de luz/oscuridad. KNO <sub>3</sub>
<i>Cistus psilosepalus</i> Sweet	Cistaceae	Física	Alta temperatura por incendio
<i>Cistus salvifolius</i> L.	Cistaceae	Física	Escarificación mecánica. Altas temperaturas por incendio
<i>Halimium ocymoides</i> (Lam.)Willk.	Cistaceae	Física	Alta temperatura (incendio)
<i>Cornus sanguinea</i> L.	Cornaceae	Morfofisiológica	Estratificación caliente (60-90 días) seguido de otra húmeda fría (90-120 días). Inmersión en H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> . Escarificación mecánica
<i>Arbutus unedo</i> L.	Ericaceae	No latente	Sin tratamiento
<i>Erica arborea</i> L.	Ericaceae	Fisiológica	Estratificación fría
<i>Erica umbelata</i> L.	Ericaceae	Fisiológica	Altas temperaturas
<i>Anthyllis cytisoides</i> L.	Fabaceae	Física	Escarificación mecánica y ácida por inmersión en H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> durante 10 minutos
<i>Cytisus multiflorus</i> (L'Hér)Sweet	Fabaceae	Física	Escarificación mecánica. Inmersión en agua caliente o en H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> .
<i>Cytisus scoparius</i> (L.)Link	Fabaceae	Física	Escarificación mecánica. Inmersión en agua caliente o en H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> .
<i>Cytisus striatus</i> (Hill)Rothm.	Fabaceae	Física	Escarificación mecánica
<i>Genisca florida</i> L.	Fabaceae	Física	Escarificación mecánica
<i>Gleditsia triacanthos</i> Brot.	Fabaceae	Física	Escarificación mecánica. Inmersión en H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> . Inmersión en agua hirviendo.
<i>Retama sphaerocarpa</i> L.	Fabaceae	Física	Escarificación mecánica. Inmersión en agua hirviendo o en H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> .
<i>Spartium junceum</i> L.	Fabaceae	Física	Inmersión agua hirviendo. Inmersión en H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> durante 5 minutos.
<i>Ulex europaeus</i> L.	Fabaceae	Física	Altas temperaturas tras fuego
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	Lamiaceae	No latente	Sin tratamiento
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	Liliaceae	Fisiología	Estratificación caliente (1-2 meses), seguido de estratificación fría (2-3 meses)
<i>Myrtus communis</i> L.	Myrtaceae	No latente	Sin tratamiento
<i>Olea europaea</i> L.	Oleacea	Física	Eliminación del endocarpo
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Rosaceae	Fisiológica	Escarificación mecánica y /o ácida por inmersión H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> durante 30-60 minutos seguida de estratificación caliente 2 meses y estratificación fría 4 meses.
<i>Morus alba</i> L.	Rosaceae	No latente	Sin tratamiento
<i>Rhamnus alaternus</i> L.	Rhamnaceae	No latente	Sin tratamiento

## **Bibliografía**

- Beeby, A. 1993. Applying Ecology. Chapman & Hall, London, 441.
- Böhning-Gaese K., Gaese, B.H. & Rabemanantsoa, S.B. 1995. Seed dispersal by frugivorous tree visitors in the Malagasy tree species *Commiphora guillaumini*. *Ecotropica* 1: 41-50.
- Bradshaw, A. D. 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 20: 1-17.
- Bradshaw, A. D. 1984. Ecological principles and land reclamation practical. *Landscape Planning* 11: 35-48.
- Brown, C. S. & Rice, K. J. 2000. The mark of zorro: effects of the exotic annual grass *Vulpia myuros* on California native perennial grasses. *Restoration Ecology* 8: 10-17.
- Darmer, G. 1991. Landscape and surface mining: Ecological Guidelines for Reclamation. Van Nostrand Reinhold. New York.
- García Fayos, P., Gullias, J., Martínez, J., Marzo, A., Melero, J.P., Traveset, A., Veintimilla, P., Verdú, M., Cerdán, V., Gasque, M. & Medrano, H. (2001). Bases Ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. Banc de Llavors Forestals (Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana). Valencia, España.
- Gómez Gutiérrez, J. M. & Pérez Fernández, M. A. 1996. The “dehesas”, silvopastoral systems in semiarid Mediterranean regions with poor soils, seasonal climate and extensive utilization. Western European Silvopastoral Systems. Pp: 55-76
- Graae, B.J. 2002. The role of epizoochorous seed dispersal of forest plant species in a fragmented landscape. *Seed Science Research*, 12: 113-121.
- Kollman, J & Schill, H.P. 1996. Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonisation of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetatio* 125 193-205.
- López Pintor, A., Espigares, T., Rey Benayas, J.M. y Gómez Sal, A. 2000. Effect of simulated parent-reared microenvironment conditions on germination of *Retama sphaerocarpa* (L.) Bois. seeds. *Journal of Mediterranean Ecology* 1: 219-226.
- Lugo, A.E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99: 9-19.

- Mesa, S. 1996. *Estudio etnobotánico y agroecológico de la Comarca de la Sierra de Mágina (Jaen)*. Tesis Doctoral. Madrid: Departamento de Biología Vegetal I. Universidad Complutense de Madrid.
- Murcia, C. 1997. Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. *Forest Ecology and Management* 99: 163-170.
- Parrota, J.A., Turnbull, J.W. & Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1-7.
- Pérez-Fernández, M.A. & Gómez Gutiérrez, J.M. 2000. Cycles of dormancy and germination in seeds of six leguminous Mediterranean shrubs. *Journal of Mediterranean Ecology* 1: 227-236.
- Pérez-Fernández, M.A. & Gómez-Gutiérrez, J.M. 2003. Importancia e interpretación de la latencia y germinación de semillas en ambientes naturales. En Rey Benayas, J.M., Espigares Pinilla, T. & Nicolau Ibarra, J.M. (eds.) *Restauración de Ecosistemas Mediterráneos*, pp: 87-112. Servicio de publicaciones de la Universidad de Alcalá de Henares. ISBN 84-8138-549-2.
- Pérez-Fernández, M.A., Calvo-Magro, E., Martínez-Perpiñán, J., Montanero-Fernández, J & Oyola-Velasco, J.A. 2004. Use of legumes in land rehabilitation in an arid environment of western Spain. Proceedings of the 10th International Conference on Mediterranean Climate Ecosystems, Rhodes island, Greece, May 2004. Millpress Rotterdam ISBN 90 5966 016 1.
- Requena, N., Pérez-Solís, E., Azcón-Aguilar, C., Jefries, P. & Barea, J.M. 2001. Management of indigenous plant-microbe symbioses aids restoration of desertified ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology* 67: 495-498.
- Rodríguez-Echeverría, S. & Pérez-Fernández, M. A. 2003. Effect of *Retama sphaerocarpa* on soil fertility and herb facilitation in a natural community in central-west Spain. *Journal of Vegetation Science* 14: 807-814.
- Rodrigo, A., Broncano, M.J. & Retana, J. 1999. Regeneration patterns of Mediterranean forest communities after large wildfires: Is autosucesión the only response? In: Forest Fires: Needs and innovations. CINAR-EC DGXII, Athens, Greece. Pp: 291-294.
- Sorley C.S. & Andersen D.E. 1994. Raptor abundance in south-central Kenya in relation to land-use patterns. *African Journal of Ecology* 32: 30-38.

- Symstad, A. J., Tilman, D., Willson, J. & Knops, J. M. H. 1998. Species loss and ecosystem functioning: effects of species identity and community composition. *Oikos* 81: 389-397.
- Tekle, K. & Bekele, T. 2000. The role of soil seed banks in the rehabilitation of degraded hillslopes in southern Wello, Ethiopia. *Biotropica* 32: 23-32.
- Uhl, C., Buschbacher, R. & Serrao, E. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia and patterns of plant sucesion. *Journal of Ecology* 73: 663-681.
- Vallejo el al. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal, En: J.M. Rey Benayas, T. Espigares Pinilla y J. M. Nicolau Ibsarra (eds.) *Restauración de Ecosistemas Mediterráneos*. AEET, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá, pp: 11-42.
- Vallejo, V.R., Bautista, S. & Cortina, J.R. 1999. Restoration for soil protection after disturbances, p. 301-343. In: L. Trabaud (ed.), *Life and environment in the Mediterranean*. Wit Press, Wessex, United Kingdom.
- Vázquez-Yanes, C., Batis Muñoz, A.I., Alcocer Silva, M.I., Gual Díaz, I. & Sánchez Dirzo, C. 1999. *Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación*. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, UNAM.
- Verdú, M. & García-Fayos, P. 1996. Nucleation processes in a Mediterranean bird-dispersed plant. *Functional Ecology* 10: 275-280.
- Wali, M. K. 1999. Ecological succession and rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil* 213: 195-220.
- Watson, J. 1995. Seed dispersal by birds: Redwinged Starlings as agents for dispersal. *Bee Eater* 46: 45-49.
- Wunderle, J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235.