

Fecha de actualización: 13-1-07

Restauración ecológica de campos abandonados en ambientes mediterráneos.

Un enfoque multi-escala

José María Rey Benayas

Dpto. de Ecología, Edificio de Ciencias, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares. Correo electrónico: josem.rey@uah.es

Esquema

1. Introducción: la paradoja de la agricultura y la conservación de la naturaleza.
2. Restauración pasiva y restauración activa.
3. Pasos en un proyecto de restauración activa y procesos ecológicos implicados.
 - 3.1. Elección de especies apropiadas.
 - 3.2. Producción de material de calidad para la revegetación.
 - 3.3. Introducción correcta en el campo.
 - 3.4. Manejo de las plantas introducidas.
 - Ajustes de los plántones al ambiente.
 - Respuesta a la interacción entre factores limitantes y su manejo.
 - 3.5. Seguimiento y evaluación del proyecto.
 - Efectos de la interrupción del manejo en una población experimental.
 - Efectos de la restauración en la comunidad (diversidad de hierbas).
 - Efectos de la restauración en el ecosistema (fertilidad del suelo).
4. Propuesta de un diseño de ecosistema.
5. Colofón.

Los contenidos de este trabajo deben considerarse parte de un problema más general. La restauración de una cubierta vegetal original que se ha perdido, con frecuencia algún tipo de bosque (reforestación), es en la actualidad un tema ambiental relevante. Está sujeto a una casuística amplia si tenemos en cuenta la variedad de ecosistemas, especies y el origen de esa pérdida de vegetación (un incendio, una tala o una roturación y cultivo durante muchos años, entre otros). El explicar todas sus implicaciones necesitaría de una obra enciclopédica, fuera de los límites del presente tema. Abordaré solamente una parte del problema, la restauración ecológica de campos abandonados en ambientes mediterráneos, basándome en una actividad investigadora propia. Como botón de muestra del interés que suscitan los bosques y montes mediterráneos y la recuperación de su vegetación,

podemos mencionar tres obras colectivas de reciente publicación (Charco 2002, Rey Benayas *et al.* 2003a y Valladares 2004).

1. Introducción: la paradoja de la agricultura y la conservación de la naturaleza

La frontera agropecuaria avanza en la mayor parte del mundo. También se intensifica la superficie agrícola utilizada. Como consecuencia, globalmente, la cantidad de superficie degradada debido a actividades agrícolas se estima en unos 12.400.000 km² (Bot *et al.* 2000; *Millenium Ecosystem Assessment* 2005). Por el contrario, en otros lugares se han abandonado amplias áreas de cultivo y pastizal durante los últimos años debido principalmente a razones socio-económicas. Durante los últimos cinco años, la tasa de deforestación ha sido de 130.000 km²/año, la de reforestación natural de 45.000 km²/año y la de plantaciones forestales de 28.000 km²/año (FAO 2006) (Fig. 1). El resultado es que, en la actualidad, las tierras agrícolas y los pastizales ocupan el 40% de la superficie emergida del Globo, en detrimento de la cubierta vegetal natural (Foley *et al.* 2005). En España, durante este periodo, la recuperación de los bosques ha sido de 152.400 ha/año, un 16% de ellas correspondientes a plantaciones (FAO 2006). Habría que añadir unas 684.847 ha reforestadas en el periodo 1994-2006 gracias a los incentivos de la Política Agraria Común de la Unión Europea (Fig. 1, datos proporcionados por el MAPA).

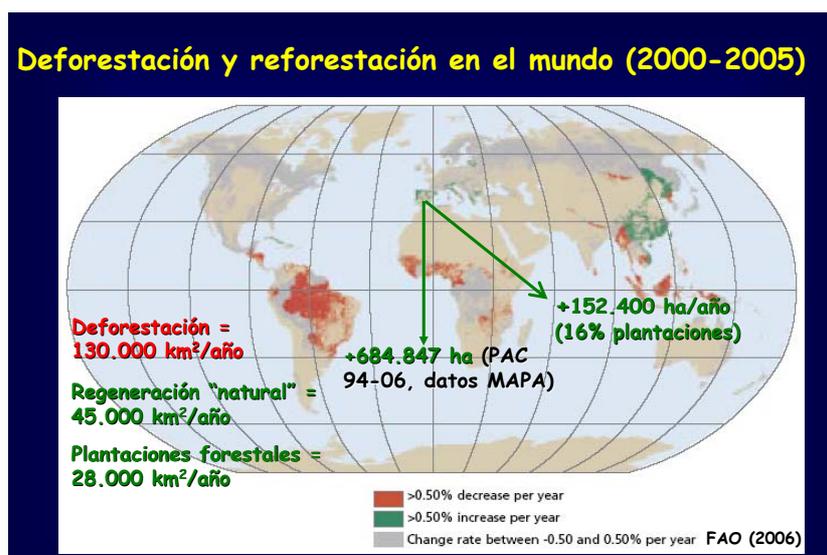


Figura 1.- Deforestación y reforestación (regeneración natural y plantaciones) en el mundo y en España durante los últimos años. Fuentes: FAO 2006 y MAPA.

La deforestación en países y regiones en desarrollo es alarmante, particularmente en los trópicos. Ilustramos esta idea con un ejemplo propio en Los Altos de Chiapas, México (Fig. 2, Cayuela *et al.* 2006). Como ejemplo del abandono de tierras de cultivo y la intensificación de las que se mantienen como tal hemos elaborado una serie histórica con datos de los Anuarios de Estadística Agraria de España, contrastando la superficie cultivada de secano y la de regadío (MAPA 1960-2005) (Fig. 3). Pueden consultarse en OSE (2006) otras estadísticas relacionadas con los cambios de uso del suelo en España y en Europa basadas en los CORINE *Land Cover* de 1987 y 2000.

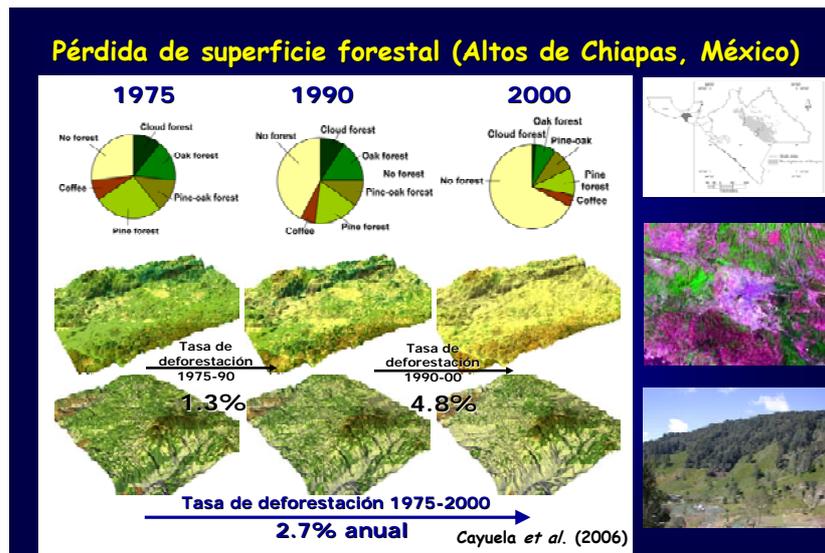


Figura 2.- Ejemplo de deforestación en los trópicos (Los Altos de Chiapas, México). Fuente: Cayuela *et al.* 2006.

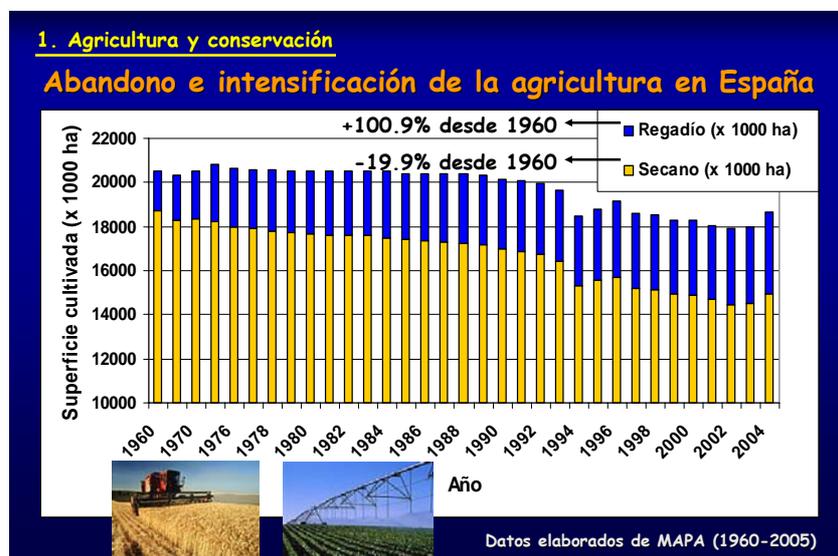


Figura 3.- Ejemplo de abandono de cultivos e intensificación de la agricultura en ambientes mediterráneos (España). Fuente: elaboración propia a partir de los *Anuarios de Estadística Agraria del MAPA 1960-2005*.

Pocas actividades humanas como las agrícolas son tan paradójicas en cuanto a su papel en la conservación de la naturaleza. Ciertamente, la agricultura y la ganadería son la principal causa de deforestación en el mundo y, asociada a ellas, las sabidas consecuencias de pérdida de diversidad, entre otras. Sin embargo, a estos hábitats deforestados se les reconoce con frecuencia un papel importante en la conservación de la naturaleza (Kleijn *et al.* 2006). Así, de las siete grandes categorías de hábitats terrestres de la Directiva Hábitats de la UE, cuatro incluyen usos agrícolas y ganaderos (pastizales, matorrales, dehesas, etc.). Muchas especies, con frecuencia ejemplarizadas en el caso de las aves esteparias, dependen de los sistemas agrarios extensivos.

2. Restauración pasiva y restauración activa

Los campos abandonados y otras áreas deforestadas pueden ser sujeto de la sucesión secundaria o restauración pasiva de la vegetación, o bien pueden ser plantadas con árboles y arbustos nativos

para reducir la erosión del suelo, incrementar la diversidad biológica y crear sumideros de carbono (Vallejo *et al.* 2006). Como vimos en el apartado anterior, en el mundo, el abandono de cultivos y pastizales y la restauración pasiva de la vegetación ha restaurado más superficie -y a un coste inferior- que la restauración activa. Sin embargo, esta última es necesaria cuando la tierra abandonada sufre una degradación continua (por ejemplo, erosión del suelo en zonas secas), la cubierta vegetal en el área no se puede recuperar (por ejemplo, campos agrícolas colonizados por una vegetación arvense espesa y pastizales de especies exóticas o de suelo muy compactado en zonas tropicales), y cuando es deseable el acelerar la sucesión secundaria, entre otros.

También existen modelos mixtos, como la ejecución de técnicas en puntos del territorio que favorezca la restauración pasiva a escala de paisaje. Al final de este trabajo proponemos uno de estos modelos.

La restauración pasiva es generalmente rápida en ambientes favorables para la productividad (Aide & Grau 2005). Utilizamos como ejemplo propio de este fenómeno una cronosecuencia en potreros abandonados de Veracruz (México). En ella se observa que hacia los 40 años de abandono se alcanzan varias de las características estructurales de los bosques maduros de la región (Fig. 4, Muñiz *et al.* 2006).

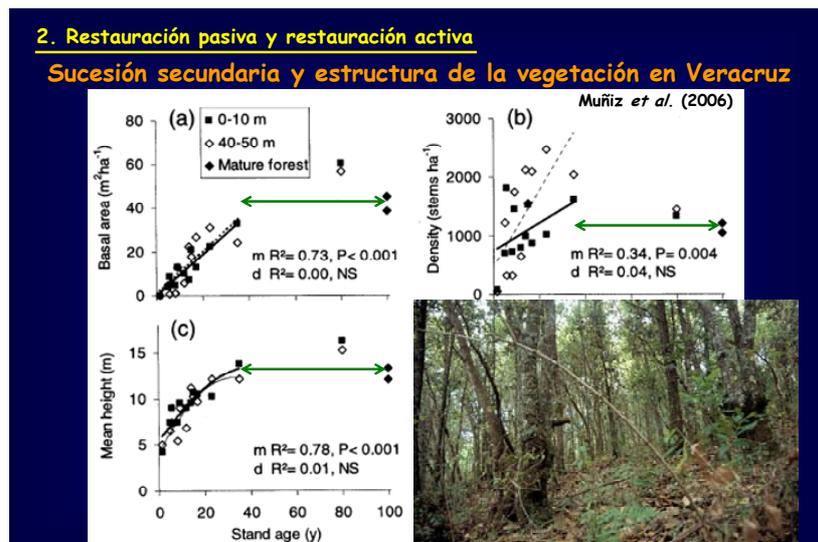


Figura 4.- Ejemplo de restauración pasiva rápida en ambientes tropicales (Veracruz, México). Varias características estructurales de la vegetación se recuperan en un plazo de 40 años después del abandono. Fuente: Muñiz *et al.* 2006.

Pero la restauración pasiva de los campos abandonados suele ser lenta en ambientes poco favorables para la productividad como el mediterráneo (Bonet & Pausas 2004). Ello se debe a que el establecimiento de la vegetación leñosa está limitado porque las condiciones de las áreas sin vegetación son diferentes a las de los sitios donde los árboles y arbustos se regeneran naturalmente. Diferentes factores dificultan el establecimiento de los plantones de especies leñosas. Entre ellos destacan la elevada radiación, la baja disponibilidad de agua en el verano y las hierbas que son fuertes competidores por los recursos (Rey Benayas *et al.* 2002). Mis investigaciones tienen que ver

con estos tres factores, lo que no significa que otros sean también muy relevantes (por ejemplo, la disponibilidad de propágulos).

3. Pasos en un proyecto de restauración activa y procesos ecológicos implicados

Un proyecto de restauración activa de la vegetación debe incorporar los siguientes elementos:

- Elección de especies apropiadas para los fines perseguidos.
- Producción de material de calidad para la revegetación.
- Introducción correcta en el campo.
- Manejo de las plantas introducidas.
- Seguimiento y evaluación del proyecto.

Estos pasos deben basarse en el conocimiento de los procesos ecológicos implicados. Podemos considerar a la restauración ecológica como un proceso de procesos (Fig. 5). La llamamos “proceso” porque transforma un escenario en otro diferente.



Figura 5.- Esquema de la restauración ecológica como un síndrome de procesos. Código de colores de las etiquetas utilizadas: con letra blanca las entidades implicadas, con letra naranja los procesos, con letra azulada algunas características o propiedades relevantes, las flechas amarillas indican la dirección de determinantes o “drivers”. He subrayado en verde los procesos y propiedades sobre los que he realizado investigaciones y de los cuales explicaré ejemplos en este tema.

3.1. Elección de especies apropiadas

Debemos seleccionar las especies apropiadas para los fines perseguidos. Una aproximación fenomenológica y regional parte de datos como los del Inventario Forestal Nacional (ICONA 1995).

Podemos considerar como prioritarias las especies denominadas estructurales, es decir, que acopian la mayor parte de la biomasa de la comunidad a la que pertenecen. Tres especies estructurales en España central son *Q. coccifera*, *Q. ilex* y *Q. faginea*. Solamente el 22,5% de los 12.047 inventarios

del Inventario Forestal Nacional II de Madrid y Castilla-La Mancha no incluyen estas especies (datos inéditos, **Fig. 6**). Estas especies se ordenan principalmente a lo largo de un gradiente de aridez climática, como pone de manifiesto un Análisis Canónico de Correspondencias realizado (datos inéditos). Un primer paso en la elección de las especies es utilizar aquellas cuyas características del “nicho real” se corresponden con las características ambientales del campo abandonado donde van a ser plantadas.

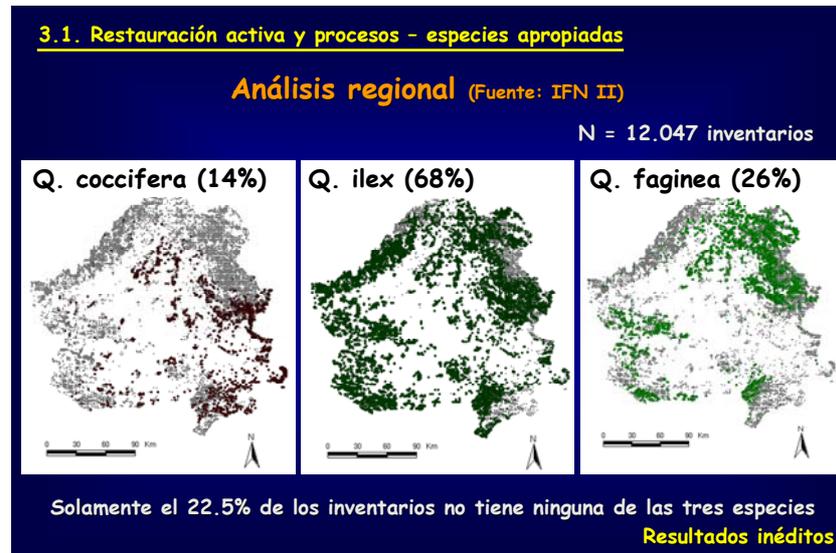


Figura 6.- Presencia de tres especies estructurales en España Central. Fuente: resultados inéditos extraídos del Inventario Forestal Nacional II (ICONA 1995).

3.2. Producción de material de calidad para la revegetación

En el campo deben introducirse plantones con un diseño adecuado que favorezca su implantación (supervivencia y crecimiento). Se ha postulado que un “diseño xeromorfo” de los plantones, con atributos que *a priori* confieren capacidad de persistir en condiciones de sequía -en particular, una relación parte aérea/parte radicular reducida- redundarán en una mejor implantación gracias a un balance hídrico más favorable. Sin embargo, nosotros establecemos la hipótesis de que los plantones de “diseño productivo”, con una relación parte aérea/parte radicular elevada, pueden establecerse mejor gracias a un balance neto de asimilación de carbono más favorable (Villar 2003).

Esta hipótesis se está comprobando con un experimento en Santa Cruz de Mudela (Ciudad Real). El experimento incluye dos diseños de plantones de *Q. ilex* (xeromorfo y productivo), dos micrositios de plantación (bajo retama y fuera de ella) y dos tratamientos de competencia de las hierbas (con hierbas y sin hierbas). Los resultados indican que no existe un efecto del diseño de los plantones en la supervivencia (datos inéditos, **Fig. 7 izquierda**), aunque es importante el resaltar que los plantones con diseño productivo no murieron más. Una explicación plausible es que los efectos potencialmente positivos del diseño productivo no se manifestaron en este rasgo por la sequía acusada de la primavera cuando fueron plantados. Sin embargo, el análisis del crecimiento en altura de los plantones fue mayor en los plantones productivos, por lo que se confirma la hipótesis planteada anteriormente (datos inéditos, **Fig. 7 derecha**).

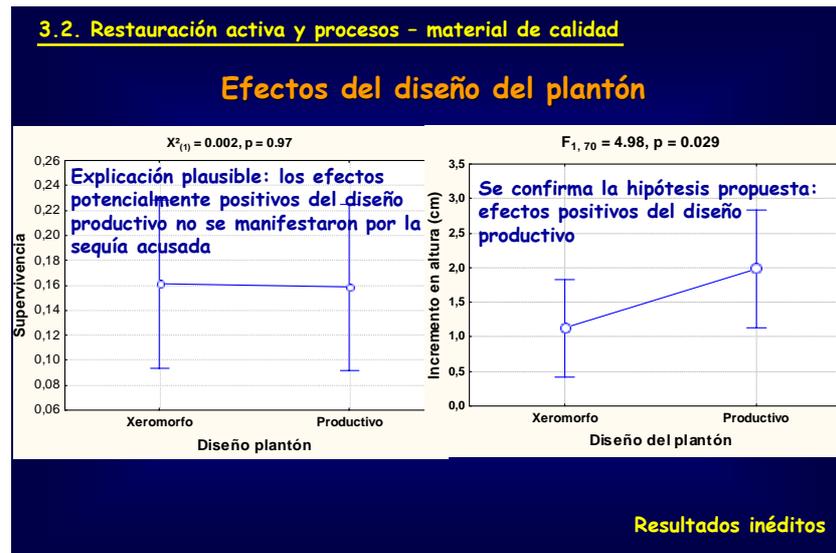


Figura 7.- Efectos del diseño del plantón en la supervivencia y crecimiento de *Q. ilex*. Fuente: resultado inédito.

3.3. Introducción correcta en el campo

Nos centramos en el papel facilitador de la implantación de especies más maduras de la sucesión que se atribuye a muchas especies de matas y arbustos más pioneros, p.e. *Retama sphaerocarpa*. Existe un debate científico en torno a este hecho (Michalet 2006), pues si bien las introducciones experimentales de plantones generalmente corroboran este fenómeno (por ejemplo, Gómez-Aparicio *et al.* 2004, Padilla & Pugnaire 2006), el reciente meta-análisis de Maestre *et al.* (2005) cuestiona que la facilitación aumente con el estrés en ambientes áridos. Se ha demostrado que la retama favorece a la comunidad de hierbas bajo su dosel (Pugnaire *et al.* 1996, López-Pintor *et al.* 2006). Cabe preguntarse: ¿Cuál es el balance de los efectos de la facilitación de las plantas leñosas y de la facilitación de los competidores de éstas?

Los resultados del experimento descrito en la sección anterior muestran que la retama facilita ... pero solamente en los microsítios donde existe competencia por parte de las hierbas. En respuesta a la pregunta formulada, el balance neto es favorable a la facilitación frente a la competencia de las hierbas (datos inéditos, **Fig. 8**). La máxima diferencia de supervivencia de los plantones de *Q. ilex* se obtiene al eliminar las hierbas fuera de la retama. Ello nos permite concluir que la retama es más útil para la restauración pasiva que para la restauración activa, ya que es menos costoso plantar fuera de una retama y erradicar las hierbas que plantar bajo retama.

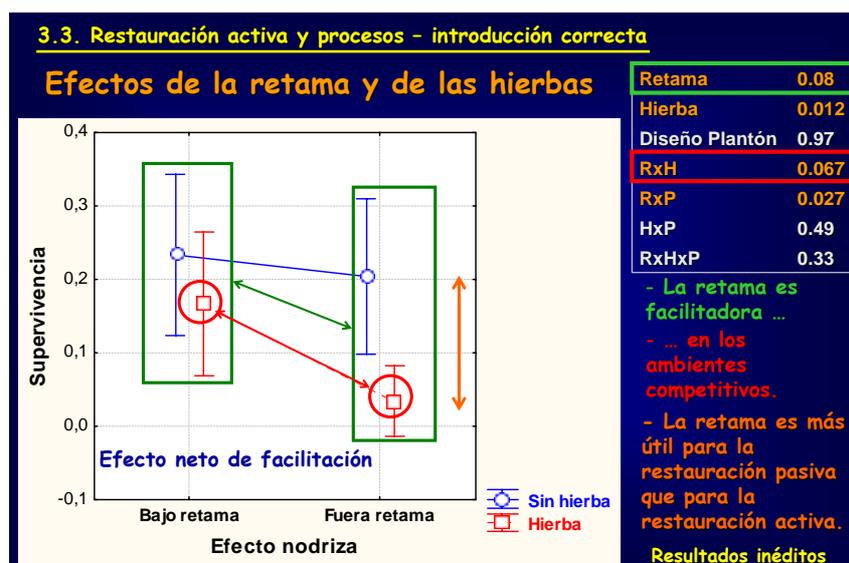


Figura 8.- Resumen de los efectos del diseño del plantón, facilitación de la retama y competencia de las hierbas en plantones de *Q. ilex*. Fuente: resultado inédito.

3.4. Manejo de las plantas introducidas

Esta sección la articulamos en torno a dos conceptos. El primero se refiere a los ajustes de los plantones a la adversidad del ambiente (y a su mitigación mediante distintas técnicas). El segundo se refiere a la interacción compleja de los factores limitantes, y su manejo, que condiciona la respuesta de las plantas introducidas.

Ajustes de los plantones al ambiente

Si los plantones sobreviven y/o crecen más o menos es por su mayor o menor capacidad de explotar los recursos limitantes del ambiente. Las hierbas acopian los recursos de una forma más rápida que las leñosas, y pueden competir por el agua y por la luz. Los ajustes de las plantas para adquirir estos dos recursos son opuestos (p.e., inversión en raíces o superficie foliar, respectivamente). Las hierbas, por otro lado, tienen efectos beneficiosos tales como el aporte de materia orgánica al suelo, y su eliminación con herbicidas puede contaminar el suelo y el agua. Por estas razones, establecemos la hipótesis de que una técnica "ambientalmente amigable" como la siega puede reducir el estrés hídrico lo suficiente como para que éstos se aclimaten a la sequía. Para comprobar esta hipótesis hemos realizado dos experimentos en contenedores voluminosos, con *Q. faginea* y *Q. coccifera*, que constan de tres tratamientos: ausencia de hierbas, siega de las hierbas y presencia completa de las hierbas.

Para el quejigo, los resultados (Rey Benayas *et al.* 2003b) indican que el estrés hídrico fue similar en ausencia de hierbas y solo con competencia subterránea por parte de éstas. Del mismo modo, la concentración de glucosa en las raíces fue similar en ausencia de hierbas y solo con competencia subterránea, y muy inferior a la del tratamiento con presencia completa de hierbas. Ello apunta a un mecanismo de ajuste osmótico en ambientes severos. Para la coscoja, los resultados de distintas medidas morfológicas concuerdan, en general, con el gradiente de competencia experimentado (datos inéditos).

Sin embargo, en el caso del quejigo la supervivencia y el crecimiento fueron idénticos en los dos tratamientos con competencia, mientras que en el caso de la coscoja hubo mayor supervivencia y crecimiento en el tratamiento de competencia subterránea que en el de competencia total (Rey Benayas *et al.* 2003b y datos inéditos, **Fig. 9**). En conclusión, la respuesta a la hipótesis planteada es que la siega reduce el estrés hídrico de los plántones lo suficiente como para que operen los ajustes de resistencia a la sequía, pero solamente en el caso de la especie xerofítica conducen a una mejor implantación.

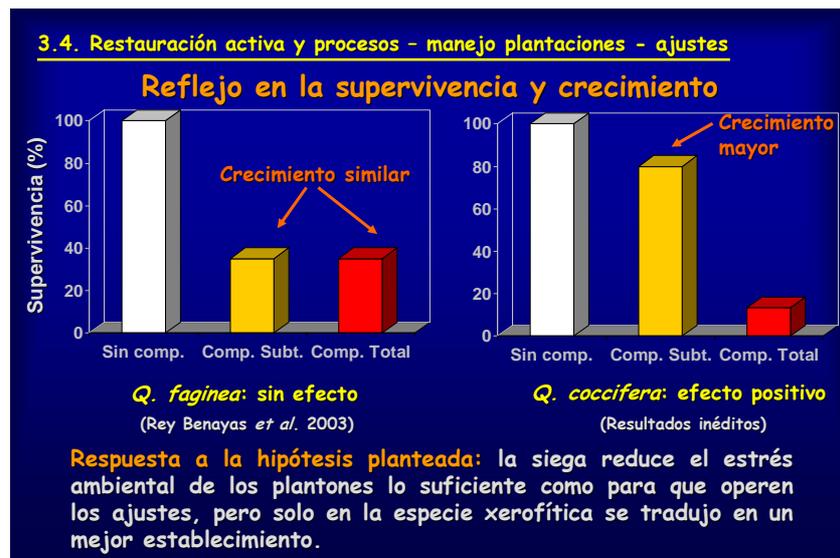


Figura 9.- Resumen de los resultados de un experimento utilizado para testar si los ajustes de los plántones de quejigo y coscoja a la competencia de las hierbas se traducen en una mejor implantación (supervivencia y crecimiento). Fuente: Rey Benayas *et al.* 2003 b y resultado inédito.

Respuesta a la interacción de factores limitantes y su manejo

Como introdujimos en la sección 2, dos factores importantes que limitan el establecimiento y crecimiento de los plántones en ambientes mediterráneos, particularmente en tierras agrícolas abandonadas, son la radiación excesiva y la escasa disponibilidad de agua en el verano. La radiación puede limitar la supervivencia y el crecimiento en ambientes secos por foto-inhibición y porque reduce el contenido en agua del suelo mediante la evaporación y la transpiración. Adicionalmente, las hierbas que proliferan en este tipo de hábitat interceptan la precipitación y compiten por los recursos con los plántones introducidos. La interacción entre estos factores es compleja, con efectos directos e indirectos. Así, la sombra puede tener un efecto positivo directo en el establecimiento de los plántones, pero un efecto negativo indirecto porque puede estimular el crecimiento de las hierbas que compiten con ellos. Las hierbas compiten con los plántones –un efecto negativo directo-, pero también disminuyen la radiación que incide sobre ellos en verano y amortiguan la evaporación del agua –efectos positivos indirectos.

Establecemos las siguientes hipótesis: 1) la siega de las hierbas y la sombra artificial mitigarán el estrés ambiental de los plántones, 2) la reducción del estrés favorecerá principalmente a la especie

más métrica porque las condiciones ambientales facilitadas serán más similares a su umbral de tolerancia al estrés respecto a las especies más xerofíticas.

Estas hipótesis se han comprobado mediante un experimento en la finca experimental de “El Encín” (Madrid), donde plántulas de *Q. coccifera*, *Q. ilex* y *Q. faginea* se sometieron a dos tratamientos de radiación (presencia de una sombra artificial y radiación completa) y de competencia con las hierbas (siega y no siega). El experimento se realizó durante tres años y en condiciones de campo, con un seguimiento pormenorizado de la supervivencia, capacidad de rebrote, crecimiento, producción y altura de las hierbas, microclima (PAR, temperatura del aire, evaporación del agua del suelo, precipitación efectiva) y humedad edáfica (Rey Benayas *et al.* 2005).

Los datos indican que la reducción de PAR debida a la sombra fue del 57.9% y la debida a las hierbas del 18.7%. Estas cantidades son similares a la correspondiente reducción de la evaporación. La sombra no afectó a la producción de hierbas, pero aumentó su altura a lo largo del experimento. Como resultado de estos efectos, la humedad edáfica aumentó con la sombra y la siega de las hierbas, y este aumento fue más manifiesto a 50 cm de profundidad que en la superficie del suelo.

La cobertura de la vegetación leñosa alcanzada a los tres años, una medida sintética de supervivencia y crecimiento, fue afectada positivamente por la sombra, la siega y su interacción, y dependió de la especie (Fig. 10). El orden de esta variable se ajusta parcialmente a la hipótesis planteada: *Q. faginea* > *Q. ilex* = *Q. coccifera*.

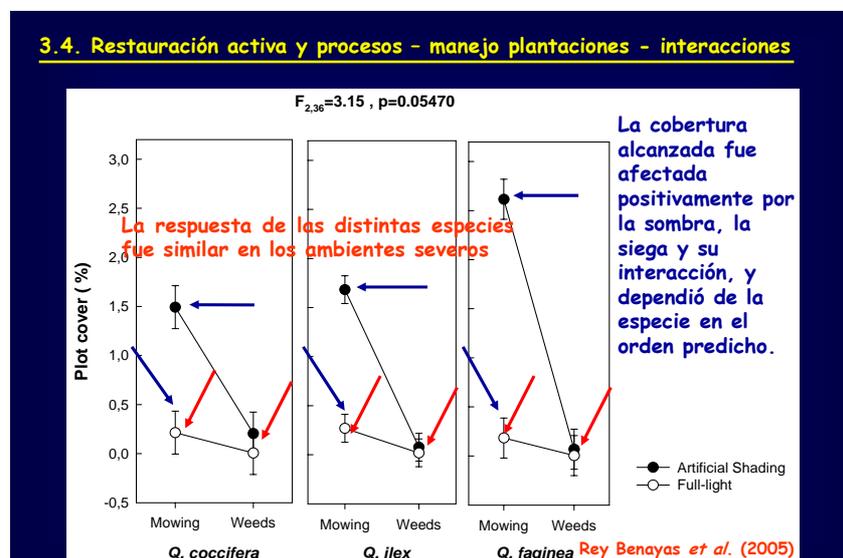


Figura 10.- Cubierta que alcanzan tres especies contrastadas como resultado del manejo con sombra artificial y siega. Fuente: Rey Benayas *et al.* 2005.

3.5. Seguimiento y evaluación del proyecto.

Podemos distinguir resultados de un proyecto de restauración a tres niveles: 1) la población introducida, 2) procesos y propiedades de la comunidad y 3) procesos y propiedades del ecosistema. Explicaremos algunos ejemplos en cada uno de estos tres niveles.

Efectos de la interrupción del manejo en una población experimental

Como el manejo de las plantaciones es caro, generalmente se aplica durante un periodo de tiempo corto (un año, por ejemplo). La interrupción del manejo implica que los plantones se enfrentan a un ambiente más severo que cuando se implantaron. Evaluamos la respuesta de unos plantones de encina manejados después de que se interrumpieran los tratamientos utilizados para facilitar su implantación. Esperamos que los diferentes fenotipos inducidos silviculturalmente respondan de una manera diferente al estrés del clima mediterráneo porque la función de las plantas puede ser influida tanto por el ambiente presente como por el ambiente pasado (Bazzaz 1996). Existen tres posibles respuestas post-facilitación: inercia, dilución y reacción. Las hipótesis que establecemos son las siguientes: 1.- los ambientes previos (durante la facilitación) afectan a las respuestas posteriores (después de interrumpir la facilitación) de los plantones de *Q. ilex*; 2.- la facilitación durante la implantación mejora el resultado de las plantaciones en el futuro. Para comprobarlas medimos los rasgos de la historia de vida (supervivencia, crecimiento y producción de bellotas durante el periodo de post-facilitación) y examinamos compromisos en la asignación de recursos.

Este estudio se abordó en la finca de La Higuera (Toledo). En 1993 se realizó una plantación de *Q. ilex* en una tierra agrícola abandonada y se aplicó un manejo experimental durante tres años consecutivos (Rey Benayas 1998). El experimento incluyó cuatro combinaciones de riego en verano (riego o no riego) y sombra artificial (sombra o no sombra). Los tratamientos de sombra artificial y riego en verano se interrumpieron en el invierno de 1996. A partir de ese momento, todos los plantones se han desarrollado en las condiciones de radiación incidente y precipitación que proporciona el clima local. Este experimento fue visitado de nuevo para evaluar el éxito de las encinas plantadas.

El riego y la sombra aplicados durante los tres años del periodo de manejo resultaron en efectos positivos en la supervivencia al cabo de trece años (Rey Benayas 1998). Sin embargo, la mortandad de los juveniles fue similar en las distintas parcelas durante el periodo de manejo interrumpido. Se observa un pequeño rebrote en las parcelas control, mientras que en las parcelas facilitadas existe una pequeña mortandad post-facilitación (datos inéditos). El crecimiento aéreo se ralentiza en las parcelas previamente sombreadas, y este fenómeno está asociado a la densidad de arbolillos en las parcelas (datos inéditos). Después de nueve años, se observa que la cobertura de *Q. ilex* en las distintas parcelas, facilitadas y control, es similar (Rey Benayas & Camacho 2004).

El crecimiento de las raíces se estimó mediante un *Ground Penetration Radar*. Los arbolillos en las parcelas control invirtieron más recursos en crecimiento subterráneo que los de las parcelas facilitadas, siendo la reflectividad en éstas similar (datos inéditos). La facilitación acelera el desarrollo, como indica la mayor proporción en estas parcelas de arbolillos productores de bellotas (Rey Benayas & Camacho 2004). La producción de bellotas está asociada a la relación entre parte aérea y subterránea, relacionado con los mayores costes de mantenimiento en las parcelas no facilitadas

(datos inéditos, **Fig. 11**). Existe también un compromiso entre el crecimiento y la producción de bellotas (datos inéditos), tal como se ha documentado para distintas especies (Obeso 2002).

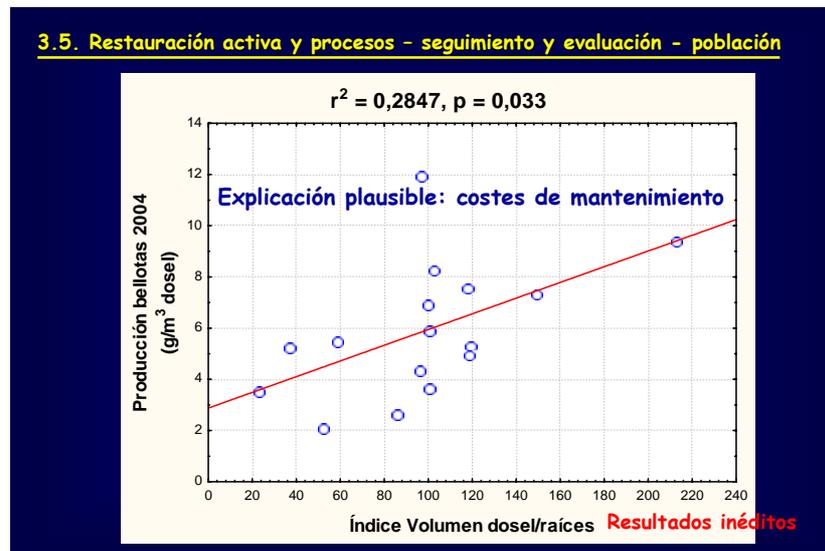


Figura 11.- Relación entre la producción de bellotas por unidad de volumen de dosel de encina y un índice relacionado con la razón entre el volumen del dosel y la reflectividad de las raíces. El valor de este índice es muy inferior en las parcelas control respecto a las facilitadas en el pasado. Fuente: resultado inédito.

En el estudio de los efectos de la interrupción del manejo en una plantación experimental de encina, podemos concluir que las respuestas post-facilitación son de inercia para la mortalidad, dilución para el carácter “reproducción sexual” (atribuible a la ontogenia) y cubierta del dosel, y de reacción para el crecimiento aéreo (atribuible sobre todo a la competencia intra-específica, aclimatación al estrés abiótico y compromiso con la reproducción). La hipótesis 1 -el ambiente del pasado afecta al desarrollo posterior de *Q. ilex*- se confirma. La hipótesis 2 -la facilitación del ambiente durante el establecimiento mejora el éxito de las plantaciones- se confirma a medio plazo, pero con tendencia a la baja.

La reforestación es más que plantar árboles, implica efectos a nivel de las comunidades y de los ecosistemas tales como las características de diversidad de distintos grupos taxonómicos y de fertilidad del suelo (Humphrey *et al.* 2003, Clewell & Aronson 2005). Estos estudios los abordamos también en el experimento de La Higuera.

Efectos de la restauración en la comunidad (diversidad de hierbas)

Hemos escogido deliberadamente un grupo taxonómico “reñido” con la restauración de la cubierta vegetal leñosa. Planteamos la hipótesis de que los parches reforestados en un campo abandonado introducen una heterogeneidad espacial que aumenta la diversidad a nivel de paisaje. Para comprobarla construimos dos curvas de acumulación de especies, una utilizando cuadrados de muestreo en parcelas de sucesión secundaria y otra utilizando esos cuadrados y otros adicionales muestreados en parcelas reforestadas. La asíntota de ambas curvas resulta en una ganancia de 16 especies en total, un 38%, en el segundo escenario (datos inéditos, **Fig. 12**). La diversidad α es, lógicamente, inferior en las parcelas reforestadas. En cambio, la diversidad β está asociada

positivamente a la cubierta leñosa de las parcelas reforestadas (datos inéditos). Nuestra hipótesis se confirma.

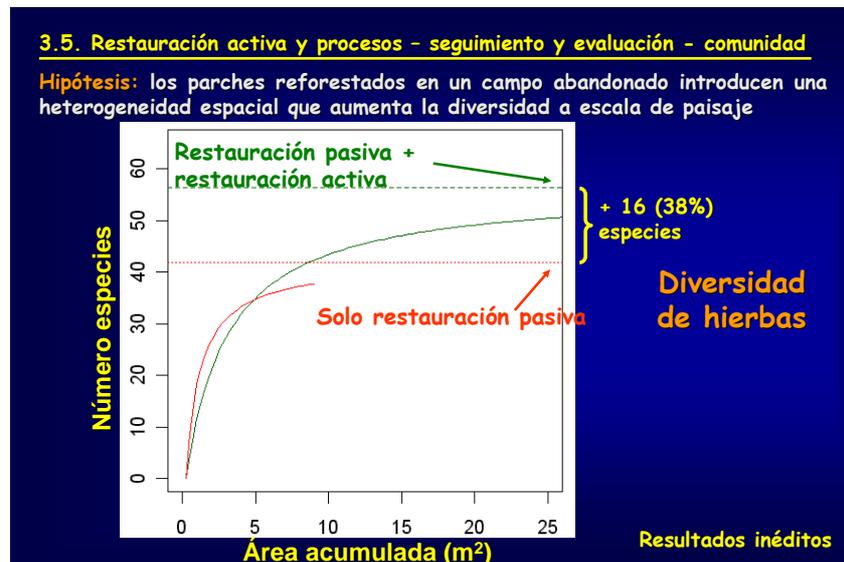


Figura 12.- Curvas de acumulación de especies-área observadas y asíntotas inferidas para la comunidad de hierbas en dos escenarios contrastados: solamente restauración pasiva e inclusión de parches reforestados. Fuente: resultado inédito.

Efectos de la restauración en el ecosistema (fertilidad del suelo)

Hay pros y contras para un posible efecto positivo de la reforestación frente a la sucesión secundaria en la fertilidad del suelo. Por un lado, las parcelas reforestadas presentan un aporte continuo de materia orgánica y un microclima más favorable para su descomposición. Pero esta materia orgánica es de baja calidad (hojarasca dura) y la vegetación esclerófila tiende a “secuestrar” en su biomasa los nutrientes que extrae del suelo. Además, la vegetación leñosa dificulta el crecimiento de las hierbas que aportan una materia orgánica de elevada calidad. Cabe preguntarse ¿Cuál es el balance en la fertilidad del suelo?

Contrastamos distintos parámetros relacionados con la fertilidad edáfica en las parcelas reforestadas respecto a las no reforestadas. Utilizando el modelo ANCOVA: Fertilidad = volumen encinas + riego + sombra + riego*sombra encontramos para varios parámetros de fertilidad un efecto positivo del volumen de las encinas y del riego aplicado nueve años antes (datos inéditos, **Fig. 13**). Una explicación plausible de la memoria del riego está relacionada con la proliferación de hierbas en verano, la fijación de N y una descomposición favorecida, entre otras.

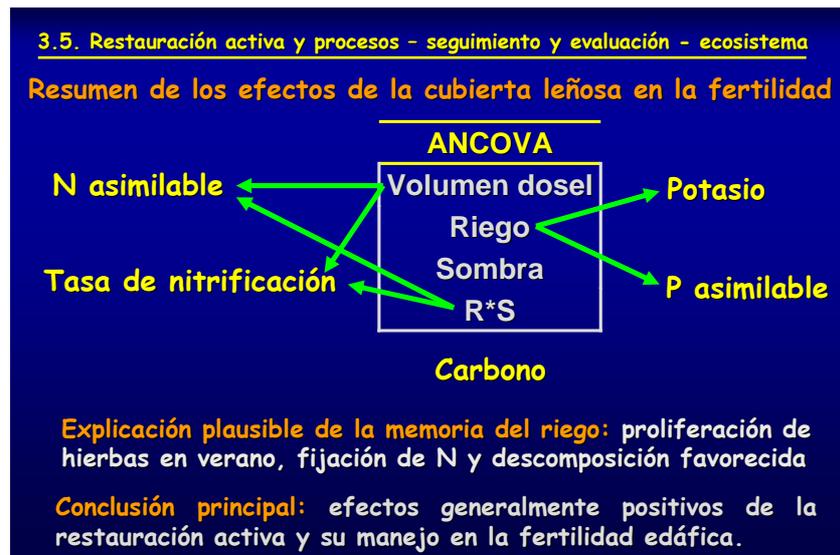


Figura 13.- Resumen de los efectos de un experimento de restauración activa de 13 años de duración en la fertilidad del suelo. Las flechas verdes indican efectos estadísticamente significativos. Fuente: resultado inédito.

4. Propuesta de un diseño de ecosistema

Algunos autores consideran que la restauración de ecosistemas es un mito (Hilderbrand *et al.* 2005). Por ello, en la actualidad se proponen alternativas, a veces denominadas “diseño de ecosistemas”, que pueden satisfacer al menos parcialmente los objetivos de la restauración (Lamb *et al.* 2005, Manning *et al.* 2006). La restauración *sensu strictum* de campos abandonados en paisajes agrícolas es una quimera.

Cualquier observador sabe que prácticamente la totalidad de las reforestaciones de campos abandonados consisten en hileras con espaciados regulares de los plántones introducidos. La justificación de esta forma de reforestar se halla en la mecanización de las distintas labores y el consecuente abaratamiento de costes. Proponemos el modelo “Islotes en mares agrícolas” como una alternativa para la restauración de estos paisajes (Rey Benayas 2005). Consiste en plantar numerosos y pequeños núcleos de vegetación leñosa densa. Estos núcleos permiten la utilización agrícola y, si el campo es abandonado, acelera la restauración pasiva (Fig. 14).

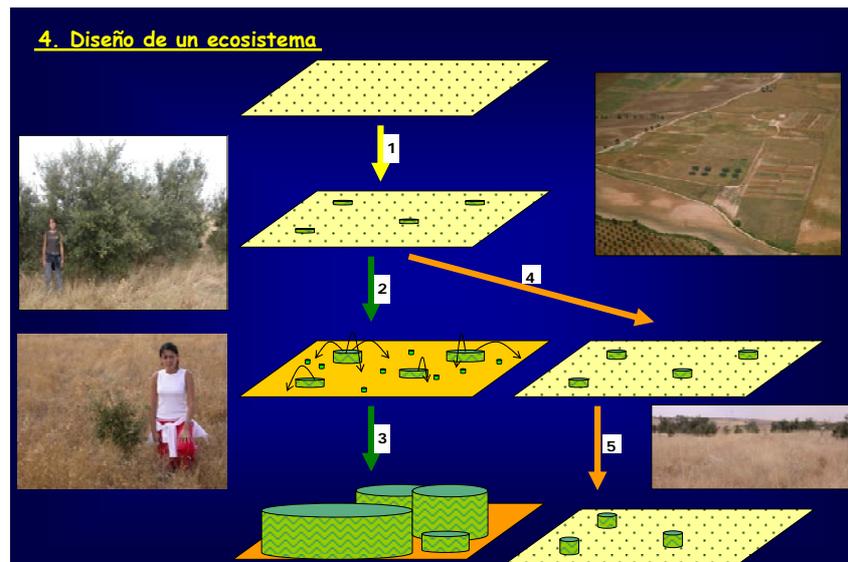


Figura 14.- Ejemplo de la aplicación de la propuesta "Islotes de vegetación en mares agrícolas". En un campo agrícola se introducen parches de vegetación nativa que son manejados apropiadamente (1). El terreno puede ser abandonado y los parches crecen y actúan como fuentes de propágulos que restauran la vegetación de una forma pasiva (2). Si este proceso continúa, los parches de vegetación originales acaban siendo unidos por la vegetación regenerada (3). Alternativamente, el terreno puede seguir siendo cultivado (4), los parches crecen y alguno podría perderse por la estocasticidad ambiental (5).

Las principales fortalezas del método son las siguientes:

- Reconcilia restauración ecológica y utilización agrícola (u otras).
- Proporciona un gran número de servicios ambientales (secuestro de carbono, fertilidad, reservorios de diversidad de organismos pequeños, etc.). Esta diversidad puede favorecer la polinización y organismos útiles en el control biológico de plagas, entre otros servicios.
- Favorece la conectividad a escala de paisaje.
- Reduce los costes de la restauración activa.
- Acelera la restauración pasiva en el caso de eventual abandono al ser fuente de propágulos.
- Puede proporcionar beneficios sociales añadidos (mano de obra, educación).

Algunas debilidades del método son:

- Necesita ser convincente para la colaboración de los propietarios (comodidad, percepción de la estética).
- Implica costes de ejecución y mantenimiento.
- Implica costes adicionales si deben proporcionar un rédito monetario a los propietarios.
- Puede favorecer a especies generalistas y oportunistas.
- Puede proporcionar refugio a organismos nocivos para la agricultura (conejos, roedores, pestes, etc.).

Como **colofón** resaltamos que, en un mundo cada vez más intensamente explotado por los humanos (Sanderson *et al.* 2002) y del cual demandamos servicios ambientales (Palmer *et al.* 2004, Alcamo *et al.* 2005), la restauración ecológica es deseable por necesaria. En concreto, la restauración de

campos abandonados en ambientes mediterráneos debe considerarse en un contexto de paisaje y puede ser relativamente rápida. Para ello deben utilizarse especies, diseños, formas de introducción y técnicas de manejo apropiadas basadas en el conocimiento de los procesos ecológicos implicados. Además, es posible conciliar el uso agrícola y ganadero con la restauración ecológica, la conservación de la biodiversidad y los servicios que nos prestan los ecosistemas.

Agradecimientos.- Las investigaciones resumidas en esta presentación han sido posible gracias a la colaboración de J. Bullock, A. Camacho, P. Castro, L. Cayuela, B. Cuesta, T. Espigares, A. Fernández, A. Gallardo, P. Jaúregui, N. Jurado, M. A. Muñiz, L. Muñoz, J. Navarro, A. Newton, J.L. Peñuelas, J. Puértolas, I. Rodríguez, P. Villar y G. Williams. La financiación fue proporcionada por distintos proyectos, en particular REN2000-745 y CGL2004-355-BOS (CICYT, Ministerio de Educación y Ciencia), GR/AMB/0757/2004 y S-0505/AMB/0355-REMEDINAL (Comunidad de Madrid) e INCO PROGRAMME ICA4-CT-2001-10095-BIOCORES (UE). Gracias al inestimable apoyo del personal de las fincas experimentales de “El Encín” (IMIDRA, Madrid), “La Higuera” (CSIC, Toledo), “El Serranillo” (MMA, Guadalajara) y al Jardín Botánico “Rey Juan Carlos” (UAH, Madrid). Los revisores de los manuscritos siempre los mejoran.

Bibliografía citada

- Aide, T. M. & Grau, H. R. 2005. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305: 1915-1916.
- Alcamo, J., D. van Vuuren, C. Ringler, W. Cramer, T. Masui, J. Alder, and K. Schulze. 2005. Changes in nature's balance sheet: model-based estimates of future worldwide ecosystem services. *Ecology and Society* 10: 19. URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art19/>
- Bazzaz, F.A. 1996. *Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology*. Ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bonet, A. & Pausas, J. G. 2004. Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southeastern Spain. *Plant Ecology* 174: 257–270.
- Bot, A. J., Nachtergaele, F. O. & Young, A. 2000. *Land Resource Potential and Constraints at Regional and Country Levels*. Ed. Land and Water Development Division, FAO, Rome (<ftp://ftp.fao.org/aql/agll/docs/wsr.pdf>).
- Cayuela, L., Rey Benayas, J.M. & Echeverría, C. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology & Management* 226: 208-218.
- Charco, J. (coord.). 2002. *La regeneración natural del bosque mediterráneo en la Península Ibérica*. ARBA/Ministerio del Medio Ambiente, Madrid, 308 pp.
- Clewell, A. F. & Aronson, J. 2005. Motivations for the restoration of ecosystems. *Conservation Biology* 20: 420–428.
- FAO. 2006. *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales*. FAO, Rome (www.fao.org/forestry).
- Foley, J. A. *et al.* (19 autores). 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.

- 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. *Ecological Applications* 14: 1128–1138.
- Humphrey, J., Newton, A., Latham, J., Gray, H., Kirby, K., Poulsom, E. & Quine, C. eds. 2003. *The restoration of wooded landscapes*. Forestry Commission, Edinburgh, UK.
- Hilderbrand, R. H., Watts, A. C. & Randle, A. M. 2005. The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* 10: 19. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art19/>.
- ICONA. 1995. *Segundo Inventario Forestal Nacional*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid
- Kleijn, D.; Baquero, R. A.; Clough, Y.; Díaz, M.; Esteban, J.; Fernández, F.; Gabriel, D.; Herzog, F.; Holzschuh, A.; Jöhl, R.; Knop, E.; Kruess, A.; Marshall, E. J. P.; Steffan-Dewenter, I.; Tschardtke, T.; Verhulst, J.; West, T. M. & Yela, J. L. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9: 243-254.
- Lamb, D., Erskine, P. D. & Parrotta, J. A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310: 1628-1632.
- López-Pintor, A., Gómez Sal, A. & Rey Benayas, J. M. 2006. Shrubs as a source of spatial heterogeneity – the case of *Retama sphaerocarpa* in Mediterranean pastures. *Acta Oecologica* 29: 247–255.
- Maestre, F. T., Valladares, F. & Reynolds, J. F. 2005. Is the change of plant–plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. *Journal of Ecology* 93: 748–747.
- Manning, A. D., Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2006. Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological Conservation* 132: 311–321.
- MAPA. 1960-2005. *Anuario de Estadísticas Agrarias*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Michalet, R. 2006. Is facilitation in arid environments the result of direct or complex interactions? *New Phytologist* 169: 3-6.
- Millenium Ecosystem Assessment (editor). 2005. *Ecosystems and Human-Well Being*. Island Press, New York.
- Muñiz, M. A., Williams-Linera, G. & Rey-Benayas, J. M. 2006. Distance effect from cloud forest fragments on plant community structure in abandoned pastures in Veracruz, Mexico. *J. of Tropical Ecology* 22: 431-440.
- Obeso, R. 2002. Cost of reproduction in plants. *New Phytologist* 155: 321–348.
- OSE. 2006. *Cambios de Ocupación del Suelo en España*. Observatorio de la Sostenibilidad en España, Alcalá de Henares.
- Padilla, F. M. & Pugnaire, F. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 196–202.
- Palmer, M. A. et al. (20 authors). Ecology for a crowded planet. *Science* 304: 1251-1252.
- Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefábregas, J. 1996a. Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecology* 77: 1420–1426.

- Rey Benayas, J. M. 1998. Growth and mortality in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading in Mediterranean set-aside agricultural lands. *Annals of Forest Science* 55: 801-807.
- Rey Benayas, J. M. 2005. Restoration after land abandonment. En: Mansourian, S., Vallauri, D. & Dudley, N. (eds.), in cooperation with WWF International. *Forests Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*. Pp. 356-360, Springer, New York, USA.
- Rey Benayas, J. M., López-Pintor, A., García, C., de la Cámara, N., Strasser, R. & Gómez Sal, A. 2002. Early establishment of planted *Retama sphaerocarpa* seedlings under different levels of light, water and weed competition. *Plant Ecology* 159: 201-209.
- Rey Benayas, J. M., Espigares, T. & Nicolau, J. M. (editores). 2003a. *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, 272 pp.
- Rey Benayas, J. M., Espigares, T. & Castro-Díez, P. (2003b). Simulated effects of herb competition on planted *Quercus faginea* seedlings in Mediterranean abandoned cropland. *Applied Vegetation Science* 6: 213-222.
- Rey Benayas, J. M. & Camacho, A. 2004. Performance of *Quercus ilex* saplings planted in abandoned Mediterranean cropland after long-term interruption of their management. *Forest Ecology & Management* 194: 223-233.
- Rey Benayas, J. M., Navarro, J., Espigares, T., Nicolau, J. M. & Zavala, M. A. 2005. Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. *Forest Ecology & Management* 212: 302-314.
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. W. & Woolmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52: 891-904.
- Valladares, F. (editor). 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Vallejo, R., Aronson, J., Pausas, J. G. & Cortina, J. 2006. Restoration of Mediterranean woodlands. In: van Andel, J., Aronson, J. (eds.). *Restoration ecology: The New Frontier*. Pp. 193-207, Blackwell Science. Oxford, UK.
- Villar, P. 2003. Importancia de la calidad de la planta en los proyectos de revegetación. En: Rey Benayas, J.M., Espigares, T. y Nicolau, J.M. (editores). *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Pp. 65-86, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.