

# Restauración ecológica de olivares marginales: potencialidades y limitaciones

J. R. Guzmán Álvarez, R. M. Navarro Carrillo

Departamento de Ingeniería Forestal. Grupo de Investigación Silvopascicultura. Universidad de Córdoba

## Introducción

El olivar es la principal formación vegetal de Andalucía, y una de las principales de España (**Fig. 1**). En la actualidad, la superficie de olivar supera 1.500.000 Ha en la región, lo que equivale al 33% de las tierras de cultivo y al 16% de la superficie total de la región. Como es bien conocido, la producción de aceite de oliva constituye una de las principales actividades económicas de la región (Consejería de Agricultura y Pesca, 2003). También es de sobra reconocido que los últimos quince años han sido muy favorables para el olivar, habiéndose producido la recuperación de un cultivo que, al final de la década de los años de 1970, atravesaba una crisis muy acusada (López, 1982).



**Figura 1.** El olivar se extiende de forma ininterrumpida por extensas áreas de Andalucía.

Esta amplia superficie es el resultado de un largo proceso histórico, en el que se pueden identificar fases locales y regionales de expansión y retracción de los paisajes del olivar (Guzmán, 2004a). Hoy en día, el olivo ocupa una gran diversidad de parajes y emplazamientos, caracterizando el paisaje de numerosas comarcas andaluzas. Sin embargo, no todas estas localizaciones son adecuadas para el cultivo desde el punto de vista de la utilización racional de los recursos naturales (**Fig. 2**). La manifestación de condiciones topográficas o edáficas adversas puede suponer un severo inconveniente para el aprovechamiento económico rentable de determinados olivares e impedir su explotación sostenible (**Fig. 3**). En buena medida, estas condiciones de marginalidad están en el momento actual difuminadas por una coyuntura económica favorable, incluso para el olivar de bajo rendimiento. Pero este delicado equilibrio puede ser roto en cualquier momento, en un entorno

económico cada día más internacionalizado y que se enfrenta a la incertidumbre que supone la reforma del sistema actual de ayuda a la producción del aceite de oliva. Parte de los olivares situados en emplazamientos marginales desde el punto de vista del medio físico han sufrido ya este proceso de deterioro económico de la explotación, habiendo culminado su ciclo productivo en el abandono; en el futuro, es previsible que se extienda el abandono del cultivo por las áreas marginales del olivar andaluz.



**Figura 2.** Algunos olivares se encuentran situados en zonas de pendiente abrupta, poco adecuadas para un manejo adecuado de los recursos naturales.



**Figura 3.** El suelo también puede ser una importante limitación para el cultivo del olivo.

Una vez que cesa la actividad agraria, sin intervención humana - o al menos de baja intensidad -, en estos olivares se manifestarán procesos de colonización vegetal que adoptarán direcciones y ritmos particulares en cada localidad. Se dará lugar a esquemas más o menos complejos de sucesión vegetal cuyas etapas finales pueden ser relativamente predecibles, siempre contando con el elevado grado de incertidumbre asociado a los ecosistemas mediterráneos (Blondel y Aronson, 1999). La restauración de los ecosistemas naturales dependerá de la interacción entre una compleja red de factores y condiciones del ambiente (Hobbs y Norton, 1996). Si bien la colonización por parte de la vegetación arbustiva puede ser relativamente rápida, la sustitución de ésta por comunidades arbóreas es generalmente lenta, implicando un conjunto complejo de mecanismos y trayectorias (Houssard et al., 1980).

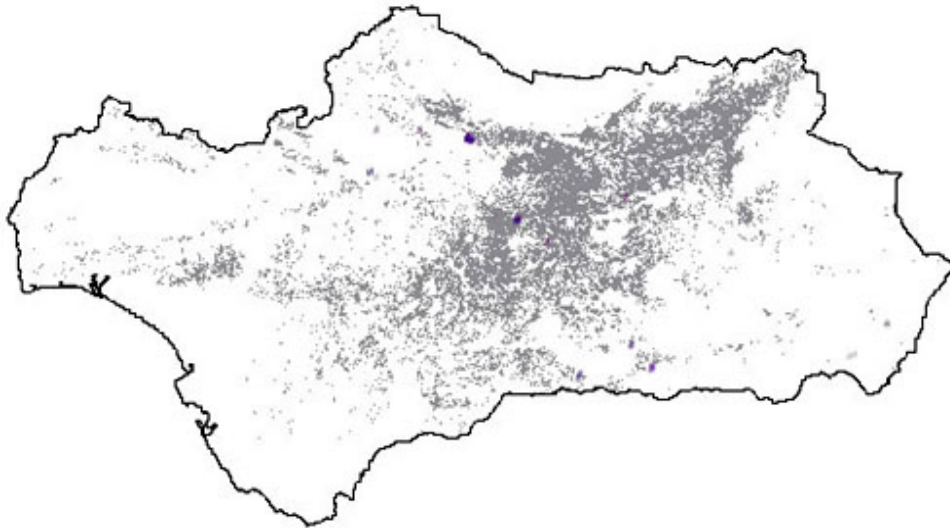
Posiblemente la restauración dirigida de los ecosistemas degradados debido a las secular alteración humana (García et al., 1989) sea uno de los principales desafíos desde el punto de vista ambiental del siglo XXI. La actuación del hombre no se puede disociar de la evolución futura de estos ecosistemas (Lepart y Debussche, 1992). Ante el desafío del abandono de las tierras de cultivo (Gómez, 1992), el desarrollo de métodos de restauración - aunque éstos no sean más que el apoyo puntual a la colonización natural - exige intervenciones novedosas que actúen a escala de paisaje y que consideren las relaciones que se producen entre las parcelas agrícolas abandonadas y las naturales o en vías de naturalización en los territorios en mosaico (Fedorowick, 1993). En este sentido, el diseño de herramientas que posean capacidad predictiva sobre el futuro de los paisajes agrícolas se considera de gran utilidad.

El objetivo principal de la investigación llevada a cabo sobre los olivares abandonados de Andalucía fue dilucidar cómo se regenera la variedad y abundancia de la flora en regiones donde el bosque ha sido esquilado y donde ya no existen poblaciones de la vegetación potencial (Tellería y Santos, 2001). Para ello se planteó un método de trabajo que recogía un doble enfoque: regional y local. La perspectiva regional permitió un acercamiento a la problemática de la marginalidad del olivar andaluz desde un punto de vista físico y su principal resultado ha consistido en la elaboración de un mapa de la marginalidad del olivar y de otro de la potencialidad de colonización de la vegetación natural de los olivares susceptibles de ser abandonados, cifrando estas superficies en un 16,4% y un 4%, respectivamente, del olivar andaluz (Guzmán, 2004b). Mediante el segundo enfoque se pretendía obtener un conocimiento en profundidad de los procesos efectivos de colonización vegetal, a través del inventario de parcelas de olivar abandonado que mostraran diversas etapas de la sucesión postcultural y que se localizaran en diferentes ambientes físicos. En este artículo se presentan de forma descriptiva algunos de los resultados obtenidos. En particular, se utiliza el ejemplo del olivar para analizar la utilidad de los métodos ecológicos para la descripción de procesos de regeneración a escala regional.

## Material y métodos

### Inventario de la vegetación

Entre 1997 y 2000 se llevaron a cabo visitas de prospección para la delimitación de las zonas con mayor incidencia de abandono en Andalucía y, una vez localizadas éstas, se realizó el trabajo de campo para inventariar la vegetación colonizadora en los olivares efectivamente abandonados. Se localizaron 145 parcelas de abandono repartidas por toda Andalucía, de las cuales 44 fueron desechadas por considerar que la información relativa a la edad de abandono no era fiable (**Fig. 4**). Las parcelas se subdividieron en dos categorías: aquellas situadas sobre medios ácidos a partir de materiales paleozoicos predominantemente silicatados (aunque también pueden presentarse localmente litologías carbonatadas) de Sierra Morena (Provincia Biogeográfica Luso-Extremadurensis) y aquellas otras localizadas al sur del río Guadalquivir, sobre litología predominantemente básica (calizas y margas), pero también sobre materiales sedimentarios más recientes (Provincias Bética y Murciano-Almeriense). En los denominados medios ácidos o silicícolas se muestrearon 43 parcelas de abandono; en los medios básicos y sedimentarios las parcelas de abandono fueron 58, 52 de ellas en el conjunto de las cadenas béticas y 6 enclavadas en el sureste semiárido.



**Figura 4.** Mapa de parcelas de abandono muestreadas.

La descripción de la vegetación en cada parcela se realizó mediante un inventario fitosociológico (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). A partir de un estudio previo de la relación del área de muestreo y diversidad en tres parcelas representativas de diferente edad de muestreo - se asumió como unidad de muestreo en cada localización seleccionada cuatro círculos tangentes de 10 metros de radio (con objeto de circunscribir las parcelas a la anchura más frecuente de las calles de olivar). La selección de la localización de la parcela partió del reconocimiento previo de la vegetación, identificando un sector representativo de la misma. Los círculos de muestreo se dispusieron paralelos a las curvas de nivel para reducir la heterogeneidad local. Se utilizó la cobertura como medida de la abundancia relativa, entendiendo por cobertura la proporción del suelo ocupado por la proyección perpendicular de las partes aéreas de los individuos de la especie estudiada (Greig, 1983). La escala utilizada fue una adaptación de la propuesta por Braun-Blanquet para los inventarios (*relevés*) fitosociológicos (Mueller-Dombois *et al.*, 1992). Además, para cada parcela de abandono se tomaron datos relativos a sus características físicas: superficie, orientación, pendiente, etc. y ecológicas: edad de abandono, distancia a fuente de propágulos más cercana, etapa de la sucesión y estrategias de dispersión de las especies presentes, entre otras. Esta información se complementó con otros atributos físicos tomados de las fuentes bibliográficas: clima, suelo, litología, serie de vegetación, piso bioclimático, etc.

#### Sistema de Información Geográfica de la restauración natural de olivares marginales

Paralelamente al estudio de los procesos reales de colonización vegetal, se llevó a cabo el diseño de un modelo territorial de restauración natural de los olivares propensos a ser abandonados. Previamente a la definición del modelo se estudió el fenómeno de la marginalidad física en el olivar andaluz. Se determinó un índice de marginalidad física a partir de la evaluación de la capacidad de uso específica de las tierras para el cultivo del olivo por medio de una metodología propia basada en los métodos de evaluación de tierras (De La Rosa y Moreira, 1987). El modelo de marginalidad física propuesto reconoce a la fisiografía (pendiente) y a la calidad edafológica (variables de los perfiles del suelo agrícola) como los factores del medio físico que a escala local determinan en mayor grado las condiciones de marginalidad física de los olivares. Las fuentes de información cartográfica digital utilizadas fueron el Mapa de Distribución del Olivar obtenido a partir del Mapa Digital de Cultivos y Aprovechamientos (Consejería de Agricultura y Pesca, 2001, a partir de fotografías aéreas 1: 60.000 realizadas en 1995-1996), el Mapa de Suelos de Andalucía (CSIC - IARA.; 1989) (escala 1:400.000) y el Mapa Vectorial de Pendientes obtenido a partir del modelo digital de elevación del terreno con un paso de malla de 20 x 20 m (escala 1:50.000). Se diseñó un Sistema de Información Geográfica, mediante el programa Arcview 3.2. asignando un valor sintético de marginalidad física a los polígonos olivareros, de acuerdo con la siguiente escala de capacidad de uso: 1 (excelente), 2 (buena), 3 (media a baja), 4 (marginal) y 5 (extremadamente marginal). Estas dos últimas categorías, 4 y 5, dieron lugar a la cobertura cartográfica de los olivares marginales.

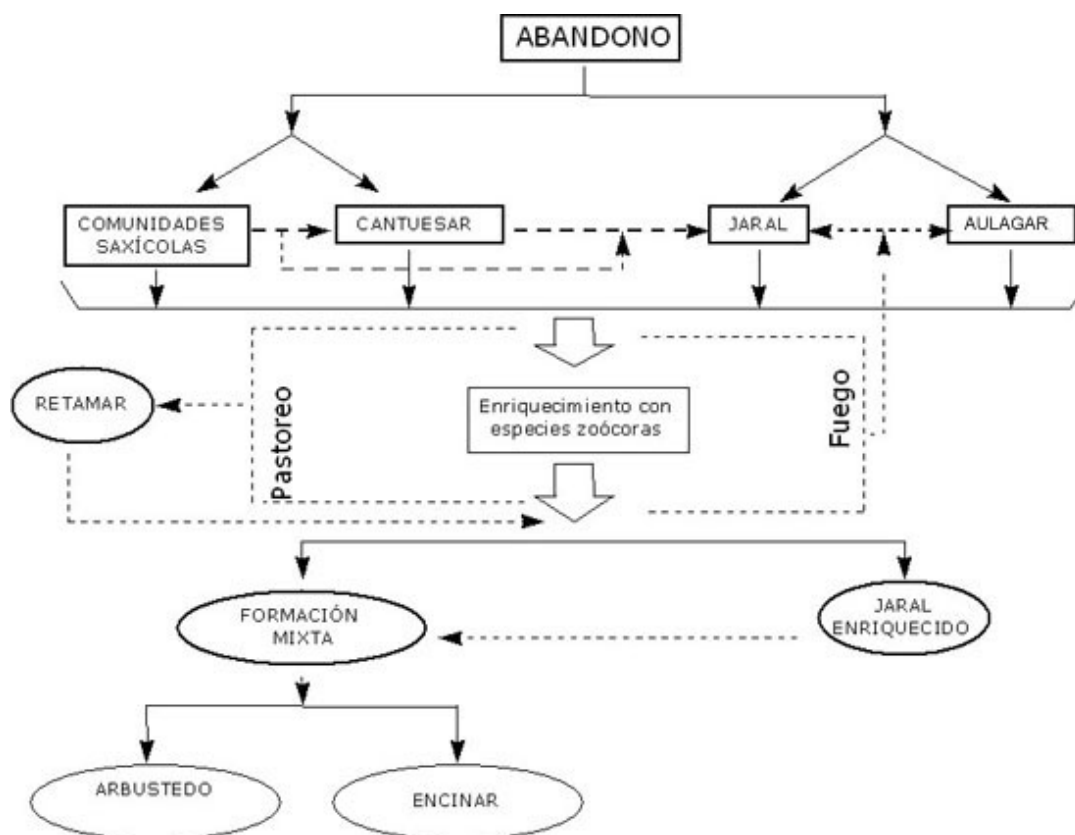
Para evaluar la capacidad de regeneración natural de estos olivares marginales, se procedió a diseñar un modelo de colonización potencial partiendo de la vegetación natural adyacente a los polígonos de olivar susceptible de ser abandonados (marginales desde el punto de vista de las variables del medio físico). El primer elemento que se ha tenido en consideración en el modelo ha sido el tipo de vegetación actual existente. La fuente cartográfica utilizada para definir ésta ha sido el Mapa de Vegetación y Recursos Forestales de Andalucía, elaborado a partir del Mapa Forestal Español. Se ha definido un índice de potencialidad de colonización y evolución hacia formaciones arbóreas o arbustivas a partir de las categorías de vegetación

incluidas en el Mapa Forestal. Este índice se basa en la valoración de la capacidad de originar formaciones vegetales arbustivas y arbóreas a partir de la vegetación actual de las inmediaciones, definiéndose cinco niveles de potencialidad de colonización: 0 (sin potencialidad de colonización), 1 (con muy escasa potencialidad de colonización), 2 (potencialidad de formación de matorrales propios de las primeras etapas de la sucesión), 3 (potencialidad de formación de arbustados de etapas intermedias de la serie de vegetación) y 4 (potencialidad de formación de arbustados y bosques cabeza de serie de la vegetación). A cada una de las combinaciones base - vuelo del Mapa Forestal de Andalucía se le ha asignado un valor del índice de potencialidad de colonización.

Para valorar la distancia máxima efectiva de dispersión se llevó a cabo una revisión bibliográfica en profundidad sobre las estrategias de dispersión de las especies vegetales mediterráneas. Dada la gran dificultad teórica y práctica de proponer un modelo a escala regional que incorporara la diversidad de sistemas de dispersión y de interrelaciones bióticas y abióticas posibles, se optó por establecer una distancia máxima de dispersión (500 metros) a partir de la cual la probabilidad de regeneración natural a partir de vegetación espontánea arbustiva y arbórea puede ser considerada próxima a cero. Mediante el programa Arc view 3.2. se han intersectado las coberturas cartográficas "Olivar marginal (índice de marginalidad 4 ó 5)" y "Mapa Forestal de Andalucía con valores de potencialidad de colonización", con el criterio de seleccionar los polígonos de la primera de ellas que estén a una distancia inferior a 500 metros de los polígonos de la segunda cuyo índice de potencial de colonización no sea nulo. Como resultado final del proceso se ha obtenido dos nuevas coberturas cartográficas: el mapa de los olivares marginales con potencial de restauración y el mapa de los olivares marginales sin potencial de colonización.

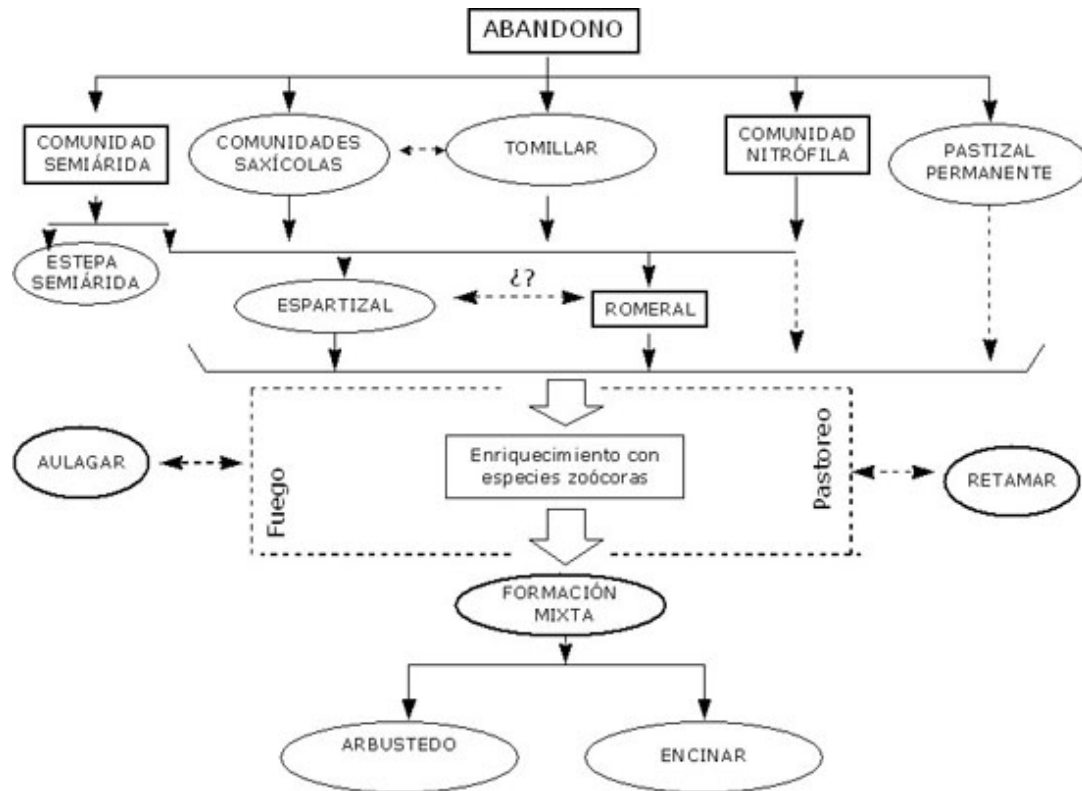
### La restauración natural de ecosistemas: el caso del olivar abandonado andaluz

¿Cuál es el esquema de la sucesión natural presente en los olivares abandonados de Andalucía? Las comunidades pioneras muestran unos patrones definidos, con una clara diferenciación espacial. En las estaciones de los medios silíceos (Fig. 5), los jarales y aulagares se instalan de forma efectiva cubriendo en poco tiempo un gran porcentaje del suelo, aunque cuando el olivar está muy degradado se instalan cantuesares. Se detecta la afinidad de los jarales de jara pringosa por la litología ácida, mientras que la dominancia de *Cistus albidus* se interpreta en estos medios como presencia de inclusiones carbonatadas.



**Figura 5.** Trayectorias de la reconstrucción de la vegetación natural en olivares abandonados. Parcelas luso - extremadurenses. Línea continua: Trayectoria más probable. Línea partida: Otras trayectorias posibles. Marcos rectangulares: Comunidades no permanentes. Marcos elípticos: comunidades permanentes.

En los sitios muy alterados de los medios béticos (**Fig. 6**) ? aunque en ocasiones también en los mariánicos ? la etapa pionera es muy pobre florísticamente, reduciéndose a una comunidad de elementos saxícolas básicamente anemócoros en los que predominan *Phagnalon saxatile* y *Helichrysum stoechas*, mientras que en estaciones algo menos degradadas es usual encontrar tomillares de *Coridothymus capitatus* o *Thymus zygis*.



**Figura 6.** Trayectorias de la reconstrucción de la vegetación natural en olivares abandonados. Parcelas béticas. Línea continua: Trayectoria más probable. Línea partida: Otras trayectorias posibles. Marcos rectangulares: Comunidades no permanentes. Marcos elípticos: comunidades permanentes.

La orientación en umbría favorece el desarrollo de la vegetación. Tanto la altura como la cobertura es mayor que en las parcelas próximas soleadas. La composición específica también muestra interesantes particularidades. En una estación de Sierra Morena, el jaral presente está caracterizado por la presencia de la jara cervuna (*Cistus populifolius*), pudiendo adscribirse a la faciación *cistetosum populifolii* de la asociación *Genisto hirsutae-Cistetum ladaniferi* Rivas Goday 1955. Sin embargo, el reclutamiento por parte de especies que aportan madurez al ecosistema no muestra una diferencia apreciable respecto a estaciones de solana contiguas, en donde el cantuesar (*Scillo maritimae-Lavanduletum pedunculatae* Ladero 1970) está enriquecido con brinzales de especie zoócoras (*Pistacia lentiscus*, *Quercus ilex*, *Rhamnus alaternus*). Esto es una buena prueba de la importancia del azar en el reclutamiento.

Pese a lo anterior, la orientación resulta ser un factor clave en la reconstrucción de la vegetación. La influencia del azar puede reducirse considerablemente debido a las constricciones ambientales conforme avanza la sucesión. El paso del tiempo puede abortar la instalación ecológicamente efectiva de las especies zoócoras en las estaciones de solana con suelos degradados, mientras que bajo condiciones de umbría estas especies son favorecidas. La comparación de los inventarios de parcelas de umbría respecto a otras próximas de solana ilustra adecuadamente lo anterior (**Tabla 1**).

**Tabla 1.** Comparación de dos parcelas contiguas de olivar abandonado. Medios béticos (Baena, Córdoba). Pendiente superior a 30%, de 20 a 40 años de abandono.

<b>Umbría</b>						
Cobertura arbustiva	Código	1º círculo	2º círculo	3º círculo	4º círculo	Síntesis
		50%	60%	40%	50%	50%
<b>Total</b>		3	4	3	3	3
<i>Coronilla juncea</i>	451	2	2	1	2	2
<i>Genista cinerea</i>	401	2	3	2	3	2
<i>Rhamnus alaternus</i>	672	r	+	+	-	+
<i>Rhus coriaria</i>	941	2	2	-	+	2
<i>Jasminum fruticans</i>	681	2	-	-	+	1
<i>Helichrysum stoechas</i>	311	+	-	1	+	1
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	351	1	1	+	1	1
<i>Lonicera implexa</i>	501	-	1	-	-	+
<i>Daphne gnidium</i>	901	-	1	-	-	+
<b>Total especies</b>		7	7	5	6	9
<b>Solana</b>						
Cobertura arbustiva	Código	1º círculo	2º círculo	3º círculo	4º círculo	Síntesis
<i>Thymus zygis</i>	202	1	-	2	1	2
<i>Coronilla juncea</i>	451	1	1	1	2	1
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	351	+	1	-	+	1
<i>Prunus dulcis</i>	841	2	+	-	-	1
<i>Daphne gnidium</i>	901	+	+	1	r	1
<i>Rhamnus alaternus</i>	672	-	+	1	-	1
<i>Lonicera etrusca</i>	502	r	r	+	r	+
<i>Helichrysum stoechas</i>	311	+	r	+	-	+
<i>Jasminum fruticans</i>	681	r	r	-	-	+
<i>Asparagus acutifolius</i>	651	-	+	-	+	+
<i>Thymus mastichina</i>	201	-	-	+	+	+
<i>Genista cinerea</i>	401	-	-	+	-	+
<i>Osyris alba</i>	682	-	-	r	+	+
<i>Helianthemum syriacum</i>	132	-	-	-	+	+
<i>Crataegus monogyna</i>	661	-	-	r	-	r
<b>Total especies</b>		8	9	10	9	15

Es necesario invocar a causas desconocidas para tratar de interpretar el recorrido aparentemente divergente de la reconstrucción natural que manifiestan parcelas próximas con unas condiciones ambientales que se pueden considerar como idénticas y una edad de abandono similar. Este es el caso de dos parcelas del entorno Bético de entre 5 y 20 años de abandono. Mientras que en una de ellas se ha instalado un retamar de hiniesta (*Retamion sphaerocarphae*, *Retamo sphaerocarphae-Genistetum spaeciosae* Rivas Martínez ex Martínez Parras, Peinado y Alcaraz, 1983) bastante bien definido, en el que se está produciendo el reclutamiento de elementos zoócoros (*Olea europaea*, *Daphne gnidium*, *Rhamnus alaternus*,

*Coronilla juncea*), la otra muestra una comunidad más pobre y menos diversa, poco estructurada y muy fragmentada (*Phagnalo saxatilis* - *Rhumicetea indurati* Rivas Goday y Esteve, 1972; Rivas Martínez *et al.*, 1973) (**Fig. 7**). Otro ejemplo ilustrativo son dos parcelas sobre litología caliza situadas en Antequera (5 a 20 años de abandono): el tomillar (*Micromerio micranthae*-*Coridothymion capitati* Rivas Goday y Rivas Martínez *in* Rivas Goday, 1964) de una de ellas es muy distinto morfológica y estructuralmente del aulagar (comunidad de *Ulex parviflorus*) de la otra. En ambas parcelas se dan cita los mismos taxones, pero sus relaciones de dominancia son totalmente diferentes. Estas diferencias tan marcadas no pueden ser entendidas a no ser que se indague en la historia del sitio y se constaten los acontecimientos extremos que hayan podido ser determinantes (incendios, pastoreo ocasional, estación de abandono, etc.).



**Figura 7.** Comunidad saxícola sobre olivar. Medio béticos.

El pastoreo constituye un factor modelador de primer orden de los ecosistemas mediterráneos. El papel del pastoreo es complejo y de difícil interpretación: en ocasiones puede acarrear severos riesgos para los ecosistemas, mientras que otras veces constituye una herramienta útil de manejo (Ferrer y Broca, 1999). Aunque en este trabajo no se ha profundizado en la intensidad y tipo de pastoreo, se ha tomado nota acerca de la incidencia o no de este fenómeno, puesto que su acción contribuye a explicar en muchos casos el sentido de la sucesión. En concreto, la presencia de retamares está frecuentemente ligada a la explotación pascícola de los olivares abandonados. La influencia del pastoreo sobre la evolución de la vegetación de los olivares abandonados calizos queda de manifiesto en varias parcelas de abandono localizadas en las Sierras Subbéticas del sur de la provincia de Córdoba. La restauración ha sido facilitada por la herbivoría cuya acción nitrificante y el carácter selectivo de su predación ha conducido a la formación de retamares (*Retamo sphaerocarpa*-*Genistetum speciosae*) muy bien definido en una de estas parcelas y más empobrecido en otra. En esta segunda parcela, la mayor altitud puede contribuir a la dominancia de la hiniesta (*Genista cinerea*) y la ausencia de *Retama sphaerocarpa*. Una trayectoria convergente de la sucesión hacia retamares modelada por la acción del ganado, pero esta vez con elementos florísticos silicícolas, se detecta en dos de las parcelas de Sierra Morena.

El significado de estas comunidades retamoides es complejo. Posiblemente las comunidades densas de genisteas como *Genista cinerea* ralentizan la progresión sucesional, dado que estos arbustos parecen estar inhibiendo (*sensu* Connell y Slatyer (Connell y Slatyer, 1977) el desarrollo de especies de niveles más avanzados de la sucesión (Debussche *et al.*, 1980). La inhibición también ha sido constatada en campos abandonados en Francia, en donde se da lugar a una colonización rápida durante los primeros años y posteriormente a una elevada mortalidad de plántulas (Debussche *et al.*, 1982). Sin embargo, las especies umbrófilas pueden verse favorecidas por el desarrollo de la vegetación. Uno de los factores que influyen en la demora del establecimiento de especies arbóreas es la poca atracción que sienten las aves por las comunidades homogéneas de arbustos (leguminosas como *Retama sphaerocarpa* o *Genista spp.*, labiadas como *Thymus spp.* o *Lavandula spp.*). En un estudio llevado a cabo en sucesiones postculturales en la garriga francesa se comprobó que mientras que en una comunidad



de *Prunus* y *Fagus* anidaban 29 especies de aves, en la comunidad contigua de *Cytisus scorpius* únicamente lo hacían 7 (Debussche *et al.*, 1980). Por el contrario, los retamares abiertos béticos bajo ombroclima seco o semiárido pueden promover de modo efectivo el relevo sucesional al actuar como islas de fertilidad (Pugnaire *et al.*, 1996a).

La diversidad del patrón sucesional se pone especialmente de manifiesto al realizar contrastes entre parcelas vecinas que solamente se diferencian en algún factor ambiental. La expresión de la dicotomía solana/umbría se manifiesta claramente en dos parcelas de Sierra Morena contiguas con más de 20 años de abandono. La mayor riqueza taxonómica corresponde a la localización en umbría, así como la mayor diversidad (20 especies frente a 12 y 1,9 frente a 1,4 en lo que se refiere al índice de Shannon Weaver). En la tesela soleada, la reconstrucción de la vegetación parece haberse detenido en un jaral (*Genisto hirsutae-Cistetum ladaniferi cistetosum monspeliensis*), con la presencia muy ocasional de elementos de etapas de mayor grado de madurez (*Quercus ilex*); por el contrario, la tesela umbría contigua ha podido evolucionar hacia un encinar (*Pyro-Quercetum rotundifoliae*) muy rico en microfanerófitos y lianoides que manifiesta una clara filiación con los alcornoques de *Sanguisorbo agrimonioidis-Quercetum suberis* Rivas Goday 1959 (Fig 8). Otras dos parcelas adyacentes en el entorno de Sierra Morena que fueron abandonadas hace más de 20 años muestran una colonización efectiva, a pesar de que están relativamente aisladas de fuentes de propágulos próximas (>200 m.). Se aprecian, no obstante, importantes diferencias estructurales y morfológicas entre la parcela de solana y la de umbría. Mientras que en la segunda se puede hablar de un encinar relativamente bien definido, con la presencia de elementos esciáfilos como *Arbutus unedo*, la parcela de solana está ocupada por un coscojar-acebuchal (*Pistacio-Rhamnetalia*) poco definido.



**Figura 8.** Encinar instalado sobre olivar abandonado. Sierra Morena.

Las etapas más avanzadas de la reconstrucción de la vegetación están caracterizadas en las parcelas luso extremeñas (Fig. 5) por un encinar o coscojar incipiente en proceso de estructuración que conserva elementos de las etapas anteriores (arbustado, jaral y comunidades saxícolas). El encinar se instala principalmente bajo condiciones de umbría acompañado de madroño (*Arbutus unedo*), brezo (*Erica arborea*) y labiérnagos (*Phyllirea angustifolia* y *Phillyrea latifolia*), tanto en condiciones climáticas más continentalizadas como bajo condiciones más térmicas. El coscojar-lentiscar se asienta tanto sobre laderas soleadas del piso mesomediterráneo (éste es el caso de dos parcelas con más de 20 años de abandono) o del termomediterráneo: en este último caso la comunidad puede estar dominada por elementos más termófilos como *Chamaerops humilis* o el propio lentisco (Fig. 9). Finalmente, también se da lugar a situaciones indefinidas como en una parcela de más de 40 años de abandono, en donde es patente la codominancia entre encina y coscoja.



**Figura 9.** Olivar colonizado por palmito y otros elementos termomediterráneos. Sierra Morena.

Se ha detectado también situaciones en las que la progresión de la sucesión se ha visto interrumpida, como en una umbría luso extremadurenses de más de 40 años de abandono sobre una ladera de fuerte pendiente en la que se ha inventariado un jaral complejo codominado por *Cistus albidus* y *Cistus monspeliensis* o en otra parcela con una edad de abandono de entre 20 y 40 años, bajo condiciones de solana, que presenta un jaral de *Cistus ladanifer* y *Cistus monspeliensis*.

Por último, hay que tener presente el papel que pueden desempeñar las coníferas en la reconstrucción de la vegetación natural, puesto que su presencia en las inmediaciones puede conducir hacia un pinar con un rico sotobosque propio de las formaciones de quercíneas teóricamente potenciales (**Fig. 10**)



**Figura 10.** Los pinos pueden ser colonizadores muy efectivos en las áreas contiguas a las masas de coníferas. Sierra de Segura.

En las parcelas béticas (**Fig. 6**), la sucesión puede estancarse en un retamar (en cuatro de las parcelas, tanto en condiciones de solana como de umbría), en un tomillar o en un arbustedo muy incipiente y fragmentario. Las condiciones de aislamiento y la degradación del medio (regosoles erosionados) ayudan a explicar este fenómeno que sucede tanto en laderas de solana como de umbría. Cuando las fuentes de propágulos se encuentran próximas, la trayectoria de la sucesión puede encauzarse hacia diversas formaciones maduras climácicas o edafoclimácicas: un coscojar-encinar diverso, un coscojar-espinar en una parcela particularmente rocosa o un lentiscar-cornicabral en dos parcelas con elevada edad de abandono, aunque en ocasiones la existencia de un rico arbustedo en el lindero no se traduce en una colonización efectiva (tomillar en una parcela de solana de 20 a 40 años de abandono). Condiciones ambientales particulares determinan que el curso de la sucesión tenga un recorrido particular, como el espartizal que se ha instalado sobre una parcela con suelos arcillosos del Triásico u otra sobre margas pedregosas.

En los medios áridos y semiáridos el punto final está definido por la vegetación propia de la Provincia Murciano-Almeriense: sin embargo, en las parcelas estudiadas, la comunidad final tiene una fisonomía de estepa subdesértica muy alejada de las comunidades climácicas definidas en las series correspondientes, posiblemente debido a la ausencia de propágulos de las especies características de las etapas maduras (**Fig. 11**).



**Figura 11.** *Olivar abandonado en un entorno semiárido en el que se han instalado retamas y esparto.*

## La heterogeneidad de la restauración

Las comunidades presentes en las parcelas de abandono estudiadas muestran la heterogeneidad de los procesos sucesionales en el ámbito mediterráneos. Es importante destacar que esta heterogeneidad es evidente en todas las escalas de aproximación, tanto las de grano fino como las de grano grueso. La diversidad es manifiesta en la escala intermedia de estudio del paisaje, incluso dentro de espacios que, desde el punto de vista del observador, comparten una gran similitud en los atributos que definen el medio físico. Esto entra en contradicción con otros estudios que han detectado que en los procesos de colonización en campos abandonados una gran heterogeneidad en la parcela, pero una gran homogeneidad a nivel de la región.

En las parcelas cuyo proceso de reconstrucción se ha estancado (comunidades saxícolas, tomillares, jarales enriquecidos, retamares), ¿hasta cuándo queda bloqueada la trayectoria restauradora? Las respuestas que ofrecen las parcelas estudiadas a este interrogante no son concluyentes. La gran heterogeneidad del medio físico y el elevado número de factores y de interacciones a tener en cuenta ? incluso a escala local ? convierten en enigmático el proceso futuro de la reconstrucción vegetal, sobre todo en los medios béticos, máxime si se han de incorporar en el modelo elementos difícilmente predecibles como la incidencia del pastoreo o de acontecimientos meteorológicos extremos como la ocurrencia de la sequía, que puede acabar con la mayoría de las plántulas establecidas (Vallejo *et al.*, 2003).

En las estaciones soleadas altamente degradadas, máxime si lo anterior coincide con un relativo aislamiento ecológico, no parece factible una evolución climática hacia la vegetación potencial. Se debe tener en cuenta que la especie arbórea que teóricamente constituye el elemento principal de las formaciones vegetales potenciales de Andalucía, la encina (*Quercus ilex*) manifiesta un escaso reclutamiento bajo ombroclima seco y semiárido: la aparición de nuevas cohortes sólo tiene lugar en años especialmente húmedos (Laguna y Reyna, 1990). La regeneración natural, aunque posible, está muy limitada por numerosas constricciones como la insolación (Retana *et al.*, 1999), competencia intraspecifica (Gómez *et al.*, 2001) o predación (Siscart *et al.*, 1999). Por otra parte, la dispersión de las bellotas es un fenómeno con mayor grado de aleatoriedad a media y larga distancia que la de las bayas o drupas, por lo que la potencialidad de ocupar nuevos espacios es muy escasa. Si a esto le añadimos el hecho de que el periodo juvenil de las encinas es muy dilatado, se comprenderá que la reconstitución del encinar climático bajo condiciones de medio degradado y lejanía de árboles adultos es muy lenta.

Sin embargo, otros elementos que aportan madurez al ecosistema, como son las especies de microfanerófitos mediterráneos (labiérnagos, aladierno, espinos, lentisco, cornicabra, acebuche, etc.) no se encuentran tan impedidos. Así lo demuestra la abundancia de parcelas estudiadas que cuentan con brinzales de estas especies, incluso en un entorno de aislamiento. Pero de nuevo surgen las limitaciones difícilmente predecibles: incluso en algunas de las parcelas no aisladas ? sobre todo en el sector bético - los retazos de vegetación natural susceptibles de ser fuentes de propágulos no son más que una muestra de un ecosistema muy empobrecida y afuncional, por lo que la potencialidad de colonización se reduce.

La sustitución de las comunidades arbustivas pioneras por los arbustados y formaciones arbóreas es generalmente muy lenta en los campos abandonados (Debussche *et al.*, 1980). Ello puede ser debido a diversas causas: la existencia de una vegetación siempre verde y un denso follaje de hojas o tallos que impide la penetración de la luz; la presencia de una capa gruesa de materia orgánica que se descompone lentamente e impide la implantación de otras especies; la reproducción vegetativa de las especies arbustivas, que forman un denso entramado de raíces, y el hecho de que las especies arbustivas cuentan con semillas capaces de germinar en gran número después de un incendio o en suelos altamente erosionados, incluso después de estar en dormancia un largo periodo de tiempo. En nuestro caso, la principal conclusión que se puede deducir acerca de la velocidad de la dinámica de la vegetación es que ésta depende en gran medida de las condiciones locales, aunque las parcelas mejor predisuestas para una reconstrucción efectiva son aquellas situadas en un entorno en mosaico como es el caso frecuente de las situadas en Sierra Morena. En estos casos, la progresión puede llegar a ser muy veloz, generando un arbustado complejo estructuralmente en el intervalo de 20 a 40 años.

Por el contrario, en las parcelas estancadas sería necesario poner en práctica actuaciones de apoyo capaces de acelerar el ralentizado ritmo de la dinámica de la restauración natural y superar el hándicap inicial achacable a la baja diversidad de las especies colonizadoras (Allen, 2003). En estos lugares, por consiguiente, es preciso establecer programas de restauración forestal. En este caso, el éxito de la labor restauradora dependerá en buena medida de la selección de la especie o especies claves (Jones *et al.*, 1994) que permitan mejorar las condiciones del hábitat y restringir las constricciones ambientales.

En términos generales se puede afirmar que la práctica forestal tradicional no ha tenido en consideración el potencial de restauración de la vegetación natural, sino que se ha basado en introducir elementos de etapas avanzadas de la sucesión que pudieran acelerar - en el mejor de los casos - la dinámica de la sucesión (1). Este modelo, que tiene en la introducción de coníferas su piedra angular debido al carácter frugal de este grupo de especies, con el paso del tiempo ha sido matizado, sea por el avance en las técnicas de reforestación que permiten incluir elementos maduros de los ecosistemas durante las primeras fases de la restauración, sea por el reconocimiento del papel protector de determinadas especies vegetales (Pugnaire *et al.*, 1996b), lo que ha abierto las puertas a nuevas opciones de restauración (Pemán y Navarro, 1998).

Nuevos enfoques como la ecología de la restauración de ecosistemas incorporan conceptos, herramientas y modelos para ayudar a la resolución práctica del reto que plantea el futuro de las tierras marginales. La práctica de la restauración se convierte, de este modo, en el eslabón que cierra la cadena de la crónica de los paisajes olivareros marginales.

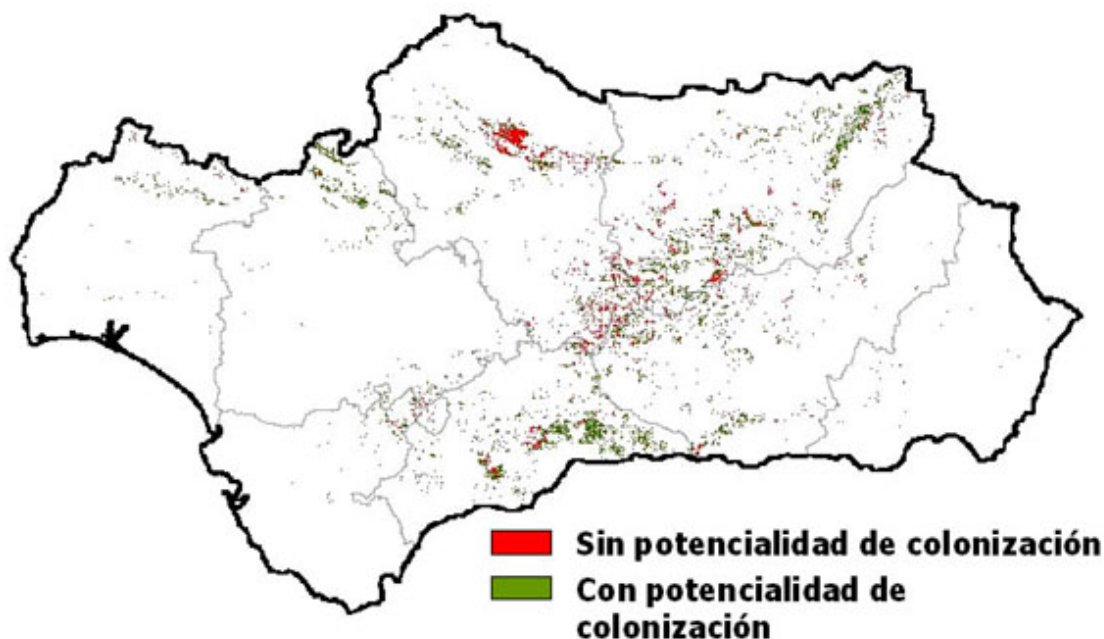
## Conclusión: un modelo de mínimos

El estudio práctico de la manifestación de la restauración natural de los olivares abandonados demuestra la dificultad de establecer modelos y pautas comunes. Sin embargo, este impedimento no debe enmascarar la necesidad de proponer modelos, tanto de gestión como estudios prospectivos que permitan acelerar y favorecer de manera racional la renaturalización de los terrenos marginales. Por ello, este trabajo se propuso elaborar un modelo territorial de potencialidad de restauración de la vegetación natural en los olivares abandonados basado en estudios previos de dinámica de la vegetación.

Los olivares marginales definidos a través del modelo territorial de marginalidad física cuentan con una gran potencialidad de abandono. Cuando se haga efectivo, y el sistema no sea subsidiado periódicamente con energía externa, ni alterado cíclicamente para eliminar la competencia con la flora colonizadora, se pondrá en marcha un proceso de restauración natural de la vegetación, cuya dinámica y trayectoria específica dependerá, entre otras circunstancias, de las condiciones de partida locales. Aunque se desconoce cuando se producirá localmente el cese de la actividad agraria, parece interesante contar con una propuesta de zonificación de esta superficie marginal en la que se incorporen aspectos relativos al futuro previsible de estos territorios. Para elaborar el modelo de restauración de la vegetación natural se ha partido de la hipótesis de que un factor clave - necesario pero no suficiente - es la disponibilidad de propágulos - semillas y yemas vegetativas - y su cercanía a la parcela abandonada. La comunidad vegetal resultante estará relacionada con el tipo de vegetación natural existente en las proximidades de los polígonos de olivar marginal. Por todo ello, esta vegetación natural y la distancia a la parcela de abandono influirán sobre la potencialidad de colonización vegetal.

Según la clasificación de marginalidad propuesta, un 16,4% del olivar andaluz - 218.780 Ha de acuerdo con el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de Andalucía - reúne condiciones de marginalidad física muy acusadas o extremas (**Fig. 12**). Aproximadamente el 25% de estos olivares marginales no presentan potencialidad de colonización natural de formaciones arbustivas o arbóreas, lo que supone un 4% del olivar andaluz actual (54.212 Ha), localizado principalmente en las provincias de Jaén, Málaga y Granada (**Fig. 5**). Ello es debido a que estos olivares marginales están alejados de áreas de vegetación natural que puedan actuar como fuentes de propágulos.

	Olivar marginal Ha	Potencialidad de colonización Ha	% potencialidad
Almería	1.179	947	80,3%
Cádiz	5.983	3.505	58,6%
Córdoba	48.244	36.453	75,6%
Granada	32.039	21.831	68,1%
Huelva	7.398	5.927	80,1%
Jaén	66.582	45.579	68,5%
Málaga	39.364	34.491	87,6%
Sevilla	17.972	15.816	88,0%
<b>Total</b>	<b>218.761</b>	<b>164.549</b>	<b>75,2%</b>



**Figura 12.** Mapa de la potencialidad de restauración natural de formaciones arbóreas y arbustivas en el olivar marginal de Andalucía.

Este modelo de mínimos puede servir como orientación para definir actuaciones de intervención que aceleren la restauración de los ecosistemas naturales, con objeto de posibilitar el avance de la sucesión natural. Su aplicación práctica no se reduce a la diferenciación entre áreas con nula potencialidad de colonización y áreas potencialmente colonizables (pero con un sentido, ritmo y trayectoria poco predecible), sino que puede ser utilizado como punto de partida para predecir, con mayor precisión, la evolución de los paisajes, para lo cual sería preciso profundizar en el conocimiento de la dinámica de los ecosistemas vegetales mediterráneos y establecer protocolos de validación de la información cartográfica digital obtenida.

(1) Son copiosas las referencias que pueden consultarse sobre la práctica de la reforestación: Ceballos, L. 1938. Plan General para la repoblación forestal de España. En *Tres trabajos forestales*. Organismos Autónomos Parques Nacionales - Ministerio de Medio Ambiente (edición de 1996), Madrid; Montero de Burgos, J.L. 1987. La regresión vegetal y la restauración forestal. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 31: 5-22; García Salmerón, J. 1990. La repoblación forestal en España. Historia, resultados, procedimientos y perspectivas. *Revista de Maquinaria Forestal* 14: 42-55; Gómez Mendoza, J. 1992. *Ciencia y política de los montes españoles*. ICONA - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid; Sánchez Martínez, J.D. y Gallego Simón, V.J. 1993. *La política de repoblación forestal en España, siglos XIX y XX. Planteamientos, actuaciones y resultados. Estado de la cuestión y recopilación bibliográfica*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación - Universidad de Jaén, Jaén.

## Referencias

Allen, E. 2003. ¿Cuáles son los límites de la restauración de ecosistemas perturbados?. En *Restauración de ecosistemas mediterráneos* (eds.: J.M. Rey Benayas; T. Espinares Pinilla; J.M. Nicolau Ibarra), pp. 1-2, Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.

Blondel, J. y Aronson, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*, Oxford University Press, Oxford.

- Connell, J. H. y Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of successions in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* III: 1119-1144.
- Consejería de Agricultura y Pesca 2003. *El olivar andaluz*. Sevilla.
- CSIC - IARA.; 1989. *Mapa de suelos de Andalucía*, Sevilla.
- Debussche, M., Escarré, J. y Lepart, J. 1980. Changes in Mediterranean shrub communities with *Cytisus purgans* and *Genista scorpius*. *Vegetatio* 43: 73-82.
- Debussche, M., Escarré, J. y Lepart, J. 1982. Ornithochory and plant succession in Mediterranean abandoned orchards. *Vegetatio* 48: 255-266.
- Debussche, M. y J. Lepart. 1992. Establishment of woody plants in Mediterranean old fields: opportunity in space and time. *Landscape Ecology* 6: 133-145.
- De La Rosa, D. y Moreira, J.M. 1987. *Evaluación Ecológica de Recursos Naturales de Andalucía. Aproximación al conocimiento necesario para planificar el uso y protección de las tierras* (4 mapas 1/400.000 y memoria), Agencia de Medio Ambiente.
- Junta de Andalucía, Sevilla.
- FAO 1976. *A framework for land evaluation*. Soils Bulletin, 32. Roma, ([www.fao.org/docrep/X5310E/X5310E00.htm](http://www.fao.org/docrep/X5310E/X5310E00.htm)).
- Fedorowick, J.M. 1993. A landscape restoration framework for wildlife and agriculture in the rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 27: 7-17.
- Ferrer, C. y Broca, A. 1999. El binomio agricultura - ganadería en los ecosistemas mediterráneos: pastoreo frente a ¿desierto verde?, *Pastos* 39: 309-344.
- Francis, C. F. 1990. Variaciones sucesionales y estacionales de la vegetación de campos abandonados de la provincia de Murcia, España. *Ecología*, 4: 35-47.
- García, A., Yoldi, L. y Canga, J.L. 1989. Transformación y reconstrucción del bosque hasta el siglo XX. En: *El Libro Rojo de los bosques españoles* (eds. C. Ortega), ADENA ? WWF, Madrid
- Gómez Orea, D. 1992. Planteamiento conceptual del problema de las tierras de cultivo abandonadas. En: Varios Autores. *II jornadas sobre Tierras de Cultivo Abandonadas*. Ed. Agrícola Española. Madrid.
- Gómez, J.M., Gómez, R., Zamora, R. y Montes, J. 2001. Problemas de regeneración de especies forestales autóctonas en el espacio natural protegido de Sierra Nevada. *III Congreso Forestal Español. Tomo IV*, pp. 212-218, Junta de Andalucía, Granada.
- Gustafson, E.J. y Gardner, R.H. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77: 94-107.
- Guzmán Álvarez, J.R. 2004a. El palimpsesto cultivado. Historia de los paisajes del olivar andaluz. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Guzmán Álvarez, J.R. 2004b. *Geografía de los paisajes del olivar andaluz*. Consejería de Agricultura y Pesca, Sevilla.
- Greig Smith, P. 1983. *Quantitative Plant Ecology*, Blackwell Scientific Publications, Oxford (3ª ed.).
- Herrera, C.M., Jordano, P., López Soria, L. y Arnat, J.A. 1994. Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. *Ecological Monographs*, 64: 315-344.
- Hobbs, J. y D.A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.

- Houssard, C., Escarré, J. y Romane, F. 1980. Development of species diversity in some mediterranean plant communities. *Vegetatio* 43: 59-72.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. y Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystems engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Kent, M. y P. Coker. 1992. *Vegetation description and analysis*, Belhaven Press, London.
- Laguna, E. y Reyna, S. 1990. Diferencias entre los óptimos natural y forestal de las vegetaciones valencianas y alternativas futuras de gestión. *Ecología* 1: 321-330.
- Lepart, J. y Debussche, M. 1992. Human impact on landscape patterning: Mediterranean examples. En *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows* (eds. A. J. Hansen y F. di Castri), pp. 76-106, Springer Verlag, Nueva York.
- López Ontiveros, A. 1982. *Las comarcas olivereras andaluzas*. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Madrid.
- Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of Vegetation Ecology*, John Wiley and Sons, New York.
- Pemán García, J. y Navarro Cerrillo, R. 1998. *Replantaciones forestales* Universitat de Lleida, Lleida
- Pugnaire, F.I., Haase, P. y Puigdefábregas, J. 1996a. Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecology*, 77:1420-1426.
- Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefábregas, J., Cuesta, M., Clarck, S.C. e Incoll, I.D. 1996b. 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.
- Retana, J., Espelta, J.M., Gracia, M. y Riba, M. 1999. Seedling recruitment. En *Ecology of Mediterranean evergreen forests* (eds.: F. Rodà, J. Retana, C.A. Gracia y J. Bellot), pp. 89-103, Springer, Berlin.
- Siscart, D., Diego, V. y Lloret, F. 1999. Acorn ecology. En *Ecology of Mediterranean evergreen forests* (eds.: F. Rodà, J. Retana, C.A. Gracia y J. Bellot), pp. 75-87, Springer, Berlin.
- Tellería, J.L. y Santos, T. 2001. Fragmentación de hábitats forstales y sus consecuencias. En *Ecosistemas Mediterráneos. Análisis Funcional* (eds. R. Zamora y F. Pugnaire), pp. 293-317, CSIC - Asociación Española de Ecología Terrestre. Madrid.
- USDA 1961. *Land capability classification*, U.S.D.A. Soil Conservation Service, Handbook nº 210, Washington.
- Vallejo, R., Cortina, J., Vilagrosa, A., Seva, J. y Alloza, J.A. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En *Restauración de ecosistemas mediterráneos* (eds. J.M. Rey Benayas; T. Espinares Pinilla; J.M. Nicolau Ibarra), pp. 11-42, Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.
- Zamora, R., Gómez, J.M. y Hódar, J.A. 2001. Las interacciones entre plantas y animales en el Mediterráneo: importancia del contexto ecológico y el nivel de organización. En *Ecosistemas Mediterráneos. Análisis Funcional* (eds.: R. Zamora y F. Pugnaire), pp. 237-268, CSIC - Asociación Española de Ecología Terrestre, Madrid.