

## Elección de especies en las repoblaciones forestales. Contribuciones del profesor Ruiz de la Torre

J. Pemán García<sup>1\*</sup>, R. M.<sup>a</sup> Navarro Cerrillo<sup>2</sup> y R. Serrada Hierro<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal. Universidad de Lérida.  
Rovira Roure, 191. 25199 Lleida. España

<sup>2</sup> Departamento de Ingeniería Forestal. Universidad de Córdoba.  
Apdo. de Correos 3048. 14080 Córdoba. España

<sup>3</sup> Departamento de Silvopascicultura. EUIT Forestal. Universidad Politécnica de Madrid.  
Ciudad Universitaria, s/n. 28040 Madrid. España

---

### Resumen

La repoblación forestal es una de las alternativas técnicas más importantes en la restauración ecológica. La selección correcta de las especies es una de las decisiones más importantes del proyecto, por las implicaciones significativas que a largo plazo tiene en los costes de gestión y en el valor de la comunidad final. Se analizan los factores y las etapas del proceso de selección así como los conceptos teóricos que han servido de base a los modelos de restauración forestal. En este artículo presentamos algunas de las contribuciones que el Profesor Ruiz de la Torre ha realizado en relación al conocimiento de las características ecológicas y selvícolas de las principales especies arbóreas españolas, así como de los mecanismos de sucesión de la vegetación.

**Palabras clave:** restauración ecológica, sucesión, facilitación, *clímax*.

### Abstract

#### Species selection guidelines in reforestation. Ruiz de la Torre's contributions

Reforestation or afforestation is one of the most important management alternatives in ecological restoration. Selecting appropriate species is the main decision of a reforestation project, because the long-term implications of such decision in the management costs and value of the final community are significant. Both, factors and stages of selection process and theoretical concepts of forest restoration models are analyzed. In this paper, we review some of the contributions that Professor Ruiz de la Torre made to the knowing of silvical and ecological characteristics of the major tree species in Spain, and to the understanding of vegetation dynamics.

**Key words:** ecological restoration, succession, facilitation, *climax*.

---

### Conceptos teóricos de la restauración de la cubierta vegetal

La restauración ecológica, en su sentido más amplio, ha sido definida por la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica, como *el proceso de favorecer el restablecimiento de un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido*. Se considera que un ecosistema se ha restablecido, y por ende restaurado, cuando contenga suficientes recursos bióticos y abióticos que le permitan continuar su desarrollo sin necesidad de futuras intervenciones, pueda mantenerse estruc-

tural y funcionalmente, demuestre ser resiliente a los rangos normales de estreses ambientales y a las perturbaciones, e interactúe con los ecosistemas contiguos en términos de flujos bióticos y abióticos (SER, 2004). Aunque luego se abordará con más detalle, la restauración implica en cierto modo una vuelta al origen, pero ¿a qué origen? En el ámbito de la restauración ecológica, se habla del ecosistema de referencia como modelo para la planificación y posterior evaluación de los proyectos de restauración. Su descripción es, hoy en día, uno de los temas de mayor debate (SER, 2004). Un matiz diferente tiene el término de rehabilitación que aunque comparte las técnicas y los medios de la restauración difiere en su objetivo final. Generalmente persigue la consecución de un ecosis-

---

\* Autor para la correspondencia: [peman@pvcf.udl.es](mailto:peman@pvcf.udl.es)  
Recibido: 21-04-06; Aceptado: 19-07-06.

tema con una mayor productividad. Un ejemplo podría ser, en el ámbito de la restauración forestal, la discusión entre el óptimo natural y el óptimo forestal propuesto por Montero de Burgos (1987). Por último, el término recuperación se aplica cuando la situación de partida es un ecosistema destruido, y que dependiendo de cuál sea su objetivo final, puede calificarse como restauración o rehabilitación (Bradshaw, 2002; SER, 2004).

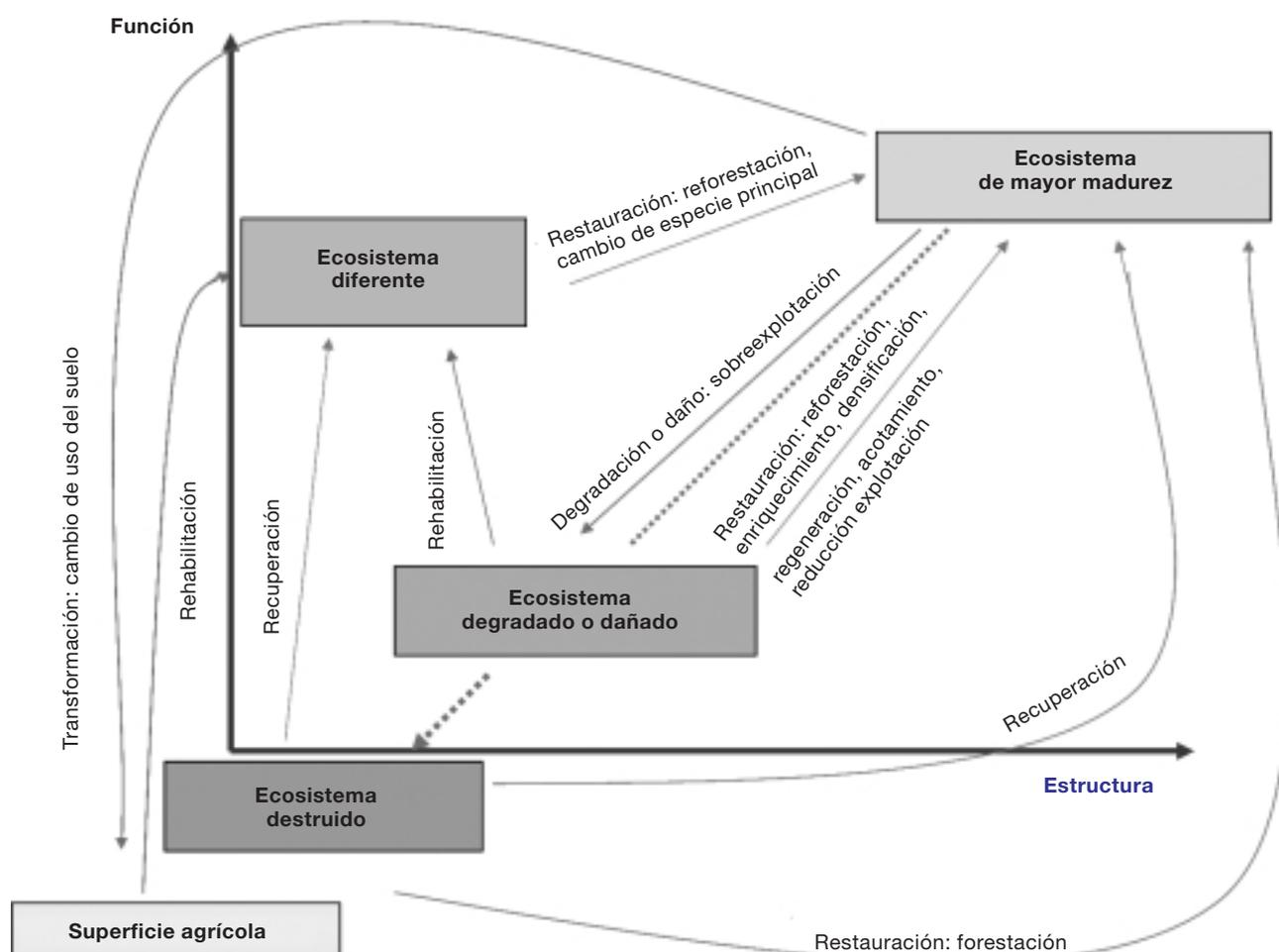
Por otro lado, la repoblación forestal se entiende como el conjunto de técnicas que son necesarias aplicar para crear una masa forestal, formada por especies leñosas, arbóreas o arbustivas, que sean estables con el medio, en un terreno cuya vegetación actual es ineficaz en mayor o menor grado según el uso asignado al territorio, y que adoptando las características deseadas, cumple los fines que de ella se demandan (Serrada, 2000). Esta definición admitiría una mayor proyección, si en vez de la acepción restringida que empleamos del concepto de masa forestal, utilizamos el sentido más amplio de esta voz que propone Ruiz de la Torre (1990b), que abarcaría todos los tipos de cubierta forestal. Considerándola en este sentido, la repoblación forestal abarcaría cualquier proyecto de revegetación que no implicase el uso de especies propias de la agricultura. Es sabido que la repoblación abarca las actuaciones de forestación y reforestación, y que esta última puede consistir en la introducción de nuevas especies principales o en la realización de labores de densificación o enriquecimiento. Otras actuaciones que la técnica forestal pone a disposición de la restauración de la cubierta vegetal son: la reducción de la presión de explotación, el acotamiento, los tratamientos de mejora y de regeneración, las podas, los cambios de especie principal, los tratamientos de transformación de formas principales de masa o los tratamientos de conversión de las formas fundamentales, etc.

Si se realiza un esfuerzo de integración de los todos los términos antes comentados (Fig. 1) queda patente cómo la repoblación forestal, en su más amplia acepción, es una herramienta fundamental en la restauración ecológica. La posibilidad de transformar el ecosistema alcanzado con las actuaciones de rehabilitación o recuperación en un ecosistema de mayor madurez, aunque no es corriente en los esquemas restauradores, sí se está produciendo en el ámbito forestal. Pertencerían a este tipo de actuaciones, las transformaciones de eucaliptares en montes de alcornoque o encinas que tienen lugar en Extremadura, la transformación de choperas de *Populus x euramericana* en sotos de ribe-

ra en los montes públicos de gran parte de España, o la de los pinares de *Pinus radiata* en el fayal-breza en Canarias. También se englobarían en este tipo de actuaciones, la sustitución de las masas de *Pinus pinaster* con procedencias incorrectas o la sustitución de las masas de *Pinus nigra* subsp. *nigra* (Madrigal, 1998).

La repoblación forestal en España, desde su generalización como técnica selvícola en el último cuarto del siglo XIX, ha sido utilizada en la mayoría de las ocasiones con un fin restaurador, al menos en el ámbito mediterráneo, aunque es cierto que las necesidades de una política autárquica impulsaron repoblaciones con un marcado carácter productor (Ximénez de Embún, 1933; Ximénez de Embún y Ceballos, 1939; Ceballos, 1960). Los modelos teóricos en los que se han basado las labores de restauración de la cubierta vegetal han estado muy arraigados entre los técnicos forestales españoles, habiendo enunciado ya Madañaga (1909) los esquemas más generales que luego han sido completados y modificados por Ceballos (Ximénez de Embún y Ceballos, 1939), García Salmerón (1981) y Montero de Burgos (1987, 1990), entre otros. En todos estos esquemas subyacen los conceptos ecológicos de vegetación climática, dinámica vegetal y facilitación.

Para McIntosh (Luken, 1990), la sucesión es uno de los más viejos, más básicos y todavía más confusos conceptos de la ecología. Desde la que se considera primera teoría ecológica formulada por Cowles y Clements, se han elaborado numerosas interpretaciones y descripciones, a veces contrapuestas, de la sucesión. Uno de los modelos más extendidos entre fitosociólogos y forestales ha sido el de serie o cronosecuencia. Entendida la serie como el conjunto ordenado de agrupaciones que forman una secuencia cronológica en una localidad (Ruiz de la Torre, 2000a), los modelos de serie más conocidos en el ámbito forestal han sido las Series de Regresión de Ceballos (Ximénez de Embún y Ceballos, 1939), las Series de Vegetación de Rivas Martínez (1987) y los Esquemas bidimensionales de Progresión-Regresión de Montero de Burgos (1987). Estos modelos responden a la interpretación holística de la sucesión que, basándose en los cambios en la diversidad, productividad, biomasa o eficiencia en el reciclado de nutrientes (Ruiz de la Torre, 1976), plantean esquemas generales de la sucesión predecibles y dirigidos hacia el *clímax* único de Clements. Frente a estos modelos se enfrenta la interpretación reduccionista que entiende la sucesión como algo impredecible, consecuencia de la interacción de cada una de las



**Figura 1.** Diferentes opciones para el restablecimiento de un ecosistema degradado.

especies con su entorno biótico y abiótico, en el que las perturbaciones y los fenómenos estocásticos desarrollan un papel determinante y en el que se pueden presentar equilibrios múltiples en función de las condiciones iniciales y la heterogeneidad ambiental (Zavala, 2003; Walter, 2005). En este sentido, la dinámica en los ecosistemas semiáridos se ha condicionado a la aparición de eventos esporádicos que afectan al reclutamiento y a la muerte de individuos, y alteran significativamente la composición específica de las comunidades (Miranda *et al.*, 2004). Ruiz de la Torre (1990a y b, 1993a) ha criticado en numerosas ocasiones el enfoque holístico de la sucesión, afirmando la existencia de redes más que de series, donde se ponen de manifiesto transgresiones horizontales y oblicuas y donde los ciclos, alternancias, saltos evolutivos y etapas de metaestabilidad ponen en entredicho el ocurrir continuo y unidireccional de la sucesión inter-

pretada por las series. Por tanto, los modelos lineales de dinámica de la vegetación suponen un ejercicio de simplificación al mostrar, tan sólo, una de las posibles vías de evolución de la vegetación, por lo que su aplicación práctica es muy limitada (Ruiz de la Torre, 1990b; Terradas, 2001). En el último cuarto del siglo XX, el avance experimentado en el conocimiento de la naturaleza de las comunidades vegetales, la dinámica de poblaciones, y la estructura y función de los ecosistemas, a la vez que en la capacidad de realizar análisis cuantitativos, ha permitido el desarrollo de multitud de modelos de dinámica vegetal con mayor o menor aplicación práctica, que responden a una variedad de objetivos (Urban y Shugart 1992; Chertov *et al.*, 1999; Zavala, 2003).

En consonancia con sus críticas a la interpretación holística de la sucesión, Ruiz de la Torre (1990a) ha propuesto un sistema de niveles evolutivos o de madurez

que representan, según sus palabras (Ruiz de la Torre, 2000a), grados de adaptación al ambiente físico, de aprovechamiento de los recursos básicos, de complejidad estructural y fisiológica, de diversidad de componentes, de diversidad de formas de vida de los componentes y de diversidad, conectividad, hasta imbricación de nichos ecológicos. El ascenso en el nivel evolutivo representa la progresión, resultante de que la explotación global es inferior a la producción, mientras que el descenso evolutivo, como consecuencia de la sobreexplotación del sistema, representa la regresión. En la propuesta de Ruiz de la Torre existe un intento de integrar ambos enfoques al recoger el énfasis de la interpretación holística en los cambios en la diversidad, productividad o biomasa (Ruiz de la Torre, 1976), pero huyendo de plantear direcciones y determinismos en la sucesión. Este esfuerzo resulta más patente en algunos de sus esquemas dinámicos (Ruiz de la Torre 1990c), en donde se integran los saltos, ciclos y situaciones de gran estabilidad (Fig. 2), integrando dos dinámicas propias de los ecosistemas mediterráneos como son la autosucesión y la sucesión secundaria (Zavala, 2003).

Para Clements, el mecanismo básico que regía los procesos de sucesión era la facilitación, por la cual, la comunidad vegetal de cada etapa producía una alteración gradual de las condiciones del medio que la hacía menos buena para ella misma y mejor para las especies de las etapas siguientes. Según el modelo de Connell y Slatyer (1977), las especies pioneras pueden afectar a las especies características de los estadios más avanzados de tres maneras: una positiva o facilitación, otra negativa o competición y otra indiferente o tolerancia. Del balance resultante entre las interacciones positivas y negativas depende el éxito final del establecimiento. La influencia positiva puede residir en el sombreado, el aumento en el contenido de nutrientes, humedad y aireación del suelo, la protección contra herbívoros, el aumento de visitas de polinizadores y de dispersadores o la eliminación de competidores (Callaway y Puignaire, 1999). En todos los esquemas de restauración forestal clásicos subyace el concepto de facilitación. Según ellos, en un medio muy degradado, y sobre todo en climas mediterráneos, es imposible la instalación de la vegetación que representa el óptimo o máximo biológico sin antes introducir otra cubierta que facilite su entrada al mejorar las condiciones del medio. Estas mejoras, según los modelos de restauración forestal debían dirigirse al desarrollo del suelo y sobre todo a la sombra (Montoya, 1986). De hecho, este aspecto fue uno de los que justificó el uso generalizado de los

pinos autóctonos, que gracias a su carácter heliófilo y xerófilo, su frugalidad y crecimiento rápido, permitían establecerlos como cubrecultivos para las frondosas (Montoya, 1986; Ruiz de la Torre, 1987, 1993c). Hoy en día, la importancia de la facilitación en el desarrollo de las comunidades vegetales sometidas a fuertes estreses abióticos y bióticos atrae a numerosos ecólogos y ha sido puesta en evidencia en diferentes biomas (Callaway y Puignaire, 1999). Recientemente, se han realizado ensayos de repoblación forestal con especies arbóreas al amparo de arbustos, matorrales o comunidades herbáceas, que facilitasen su supervivencia y crecimiento (López *et al.*, 2001; Zamora *et al.*, 2001; Tonioli *et al.*, 2001; Castro *et al.*, 2002). Son clásicas y abundantes las referencias al efecto favorable del matorral en la regeneración natural y artificial de determinadas especies forestales (Artigas, 1890), habiéndose llegado incluso a recomendar la siembra mezclada de coníferas con *Onobrychis sativa* (Llauradó, 1892). En esta misma línea, Ruiz de la Torre (1996) ha insistido en la utilización de especies de leguminosas atendiendo a su carácter de aceleradores de la dinámica vegetal, al favorecer la introducción de otras especies más exigentes en agua y nutrientes. Pero debe valorarse bien la relación facilitación/competición, dado que las interacciones entre especies pueden cambiar de signo a lo largo de un gradiente ambiental (Puignaire y Luque, 2001) y producir resultados de supervivencia o crecimiento insuficientes para el objetivo restaurador. Ruiz de la Torre (1993a), como veremos más tarde, aplica el concepto de facilitación a un atributo valorable de las especies, cuando habla de la capacidad de acogida hacia otras estirpes representativas de etapas de mayor madurez. El modelo de facilitación pino-frondosa, esbozado en los esquemas de restauración clásicos, ha mostrado su éxito en cuanto a la visita de dispersadores, como el arrendajo (Gómez, 2003), lo que ha permitido una gran regeneración de frondosas bajo la cubierta del pinar (Ruiz de la Torre, 1990a; Sanz y López, 2001; Garitacelaya, 2003; Solís, 2003), y que han dado lugar después de grandes incendios a un cambio de la especie dominante (Rodrigo *et al.*, 1999). Sin embargo, en este modelo podemos decir que queda como asignatura pendiente, una vez conseguido el pinar y siempre y cuando la calidad de la estación lo permita, la promoción de la frondosa generada bajo su cubierta o su introducción cuando este hecho no se ha producido, con objeto de conseguir la diversificación de la masa forestal obtenida (Manuel y Gil, 1998; Madrigal, 1998). Entre las actuaciones que cabe desarrollar esta-

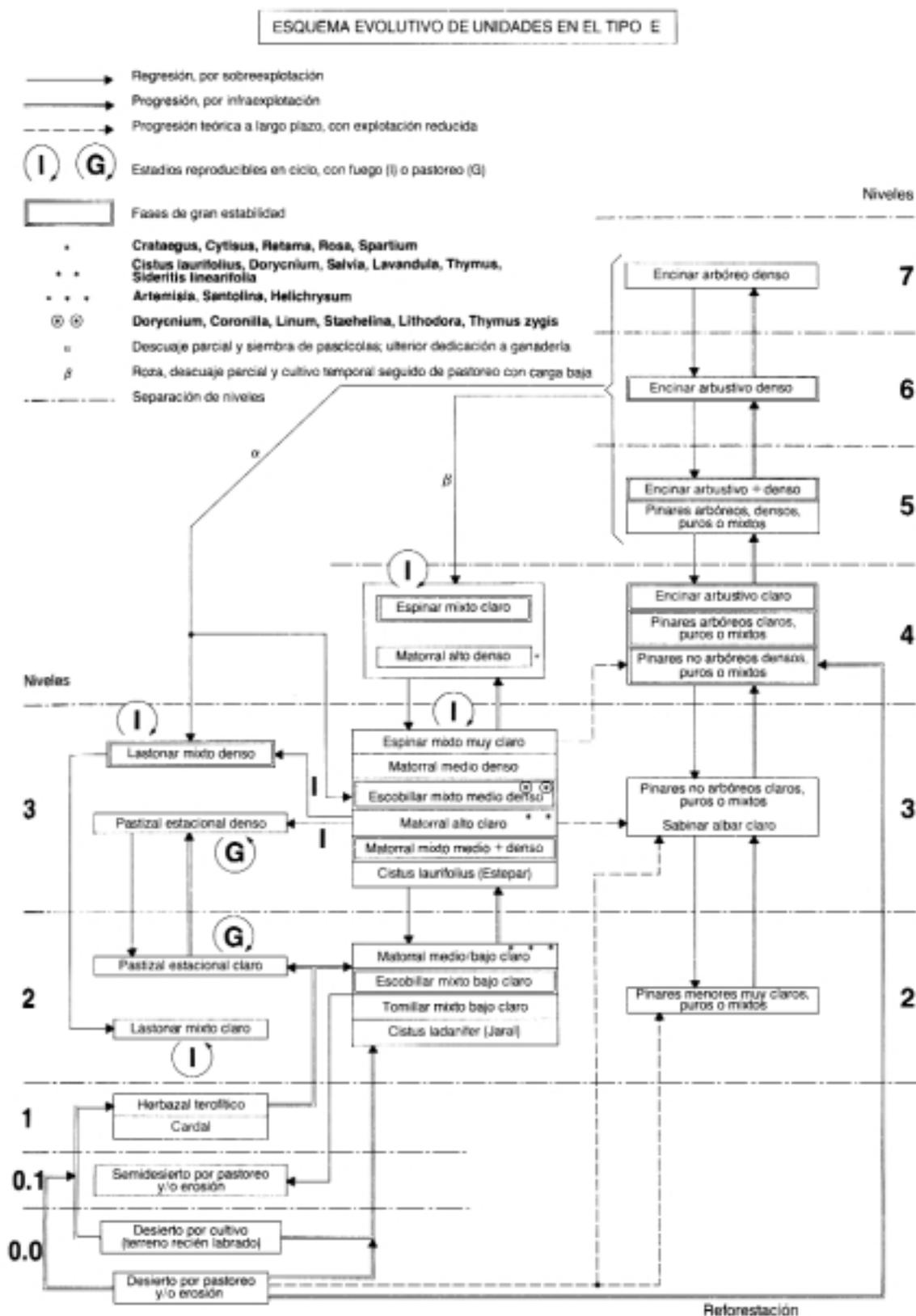


Figura 2. Esquema dinámico del tipo climático estructural esclerófilo (Ruiz de la Torre, 1990c).

rían la realización de cortas de mejora y regeneración, las repoblaciones de enriquecimiento, etc. (Álvarez *et al.*, 1996; Retana *et al.*, 1996; Ruiz de la Torre, 1996). Independientemente de lo dicho anteriormente, hay que tener presente que no siempre es necesario el mecanismo de la facilitación para garantizar el establecimiento, como ha quedado demostrado en numerosas repoblaciones donde se ha introducido directamente las especies que representan el máximo de madurez de la estación (Iglesias, 1998; Martínez y Ruiz, 2001; Amores *et al.*, 2001).

## ¿Cuándo se debe repoblar?

A la vista de las definiciones apuntadas anteriormente, la decisión de emprender una acción restauradora de la cubierta vegetal viene determinada por el grado de cumplimiento de los objetivos que se han fijado por la planificación. Tradicionalmente, esos objetivos han respondido a la conservación, a la protección o a la producción. No vamos a insistir más en la necesidad de definir un objetivo preferente en la actuación restauradora (Serrada *et al.*, 2005), aunque sí convendría matizar que estos deberían ser sencillos, concisos, entendibles, medibles, verificables y valorables, para poder evaluar, con las decisiones elegidas, el grado de cumplimiento de los mismos. La decisión de restaurar debe tomarse después de un análisis de la situación actual, de las causas que han originado esta situación y de haber definido a donde queremos llegar (Gandullo, 1990). Hay que tener presente que la necesidad de actuar también se constata cuando la sucesión secundaria sea excesivamente lenta, como ocurre en los ecosistemas semiáridos (Bainbridge, 2003; Miranda *et al.*, 2004) o existan fenómenos de autosucesión con especies seriales (Izco, 1984).

Una vez diferenciados, en la estación a repoblar, los diferentes rodales de repoblación se debe proceder, en cada uno de ellos, a definir cuál es el tipo de actuación restauradora a llevar a cabo (Serrada *et al.*, 2005). En un trabajo sin precedentes, Ruiz de la Torre aporta en las minutas de las diferentes hojas del Mapa Forestal de España (1:200.000) una recomendación de los tipos de actuaciones a realizar para las diferentes agrupaciones vegetales. La repoblación forestal, en sus diferentes variantes, es una técnica más dentro de la amplia gama que nos ofrece la selvicultura (Tabla 1).

Las técnicas de repoblación forestal adquieren una cierta singularidad cuando se plantea la restauración de

áreas críticas. Ruiz de la Torre (1996) define estas áreas como, las zonas donde los trabajos de restauración con vegetación arbórea no son viables o presentan graves defectos cuando se utilizan especies o procedimientos convencionales. Estas áreas pueden responder a unas características zonales como son la aridez, la altitud o la presencia de vientos fuertes y constantes, o a unas características azonales como son la presencia de condiciones edáficas limitantes, o a la presencia de intensos procesos de degradación. Aunque desde el punto de vista de la restauración ecológica no tiene sentido hablar de áreas críticas, al menos en cuanto a sus características zonales, este concepto es muy ilustrativo para resaltar la dificultad que pueden plantear la regeneración de la cubierta vegetal en determinadas localidades.

## Proceso de elección de especies

Tradicionalmente la elección de especies se ha realizado considerando unos factores climáticos y edáficos (Madariaga, 1909; Ruiz de la Torre, 1956) ampliados, posteriormente, a factores ecológicos, biológicos y económicos (Ramos, 1965). Los factores ecológicos se han subdivido en fitogeográficos, climáticos y edáficos, mientras que los biológicos lo hicieron en fitosociológicos, de competencia con la vegetación natural, de existencia de simbioses y de riesgos biológicos por herbívoros, plagas o enfermedades (Ramos, 1965; García Salmerón, 1991; Serrada, 2000). Por último, los factores económicos se han subdivido en económicos directos, indirectos y tecnológicos (García Salmerón, 1991). El proceso de selección se ha estructurado en tres fases, relacionadas cada una de ellas con diferentes factores de diagnóstico. De este modo, la primera fase abarcaría los factores ecológicos, la segunda los factores biológicos y la tercera los factores económicos (Serrada, 2000).

La adaptación de esta forma de proceder en la elección de especies al procedimiento general de selección de alternativas, de cualquier decisión estratégica de un proyecto de obra, implica el desarrollo de tres etapas: i) identificación de alternativas, ii) evaluación de alternativas y iii) selección de alternativas (Fig. 3).

## Identificación de alternativas

La identificación de alternativas supone seleccionar las especies compatibles con las características

**Tabla 1.** Recomendaciones sobre el tipo de actuaciones a realizar según la agrupación vegetal zonal y el objetivo asignado a la cubierta vegetal (Ruiz de la Torre, 1991,1993b; Ruiz de la Torre y Ruiz del Castillo, 1992)

Agrupación vegetal	Objetivo	Tipo de actuación
<b>Tipo climático estructural: Caducifolio</b>		
<i>Genista florida</i>	Conservación Protección Producción	C, F (especies típicas de la fraga) A, C T (bosque de producción)
Tojares ( <i>Ulex</i> sp.)	Conservación Protección Producción	C, T, F (especies de fraga) D, F T (prados de diente), F
Helechares	Conservación Protección Producción	T, F T, V, D, F F
<b>Tipo climático estructural: Subesclerófilo</b>		
<i>Cytisus scoparius</i> , <i>C. striatus</i> , <i>Retama sphaerocarpa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , <i>Rosa canina</i> , <i>Cistus laurifolius</i>	Conservación Protección Producción	B, V, T, S, F B, V, T, S, F F
Matorral mixto silicícola, tomillar mixto, lastonar mixto, cardal mixto	Conservación Protección Producción	V, T, F V, T, F F
<b>Tipo climático estructural: Esclerófilo</b>		
<i>Genista hystris</i> , <i>G. scorpius</i> , <i>Thymus zizis</i> , <i>Astragalus granatensis</i> , <i>Lavandula stoechas</i> , <i>Stipa gigantea</i> , <i>S. lagascae</i>	Conservación Protección Producción	F F F
<i>Cytisus scoparius</i> , <i>Retama sphaerocarpa</i> , <i>Rosa canina</i> , <i>Cistus laurifolius</i> , <i>C. ladanifer</i>	Conservación Protección Producción	B, V, T, S, F B, V, T, S, F F
<b>Tipo climático estructural: Hiperxerófilo</b>		
<i>Anthyllis cytisoides</i> , <i>Artemisia herba-alba</i> , <i>Coronilla juncea</i> , <i>Genista umbellata</i> , <i>Lavanduladentata</i> , <i>Rosmarinus officinalis</i> , <i>Salsola genistoides</i> , <i>Thymus hyemalis</i>	Conservación Protección	F F
<i>Lygeum spartum</i> , <i>Stipa tenacissima</i>	Conservación Protección	B, V, D, T B, V, D, T
<i>Brachypodium retusum</i>	Conservación Protección	F F

A: acotamiento, reserva. B: reducción presión explotación. C: conservación de status. D: densificación. F: reforestación. S: sustitución de especies principales. T: transformación, cambio de composición o estructura. V: diversificación, enriquecimiento.

ecológicas del rodal a repoblar, por lo que corresponde a la primera fase anteriormente aludida. Para ello es necesario, como es sabido, el cruce de información entre las características del medio físico y biótico del rodal con las exigencias ecológicas de las especies. No procede insistir en cuál deben ser las características del medio físico y biótico a tener en cuenta en esta etapa (Serrada, 2000; Pemán y Navarro, 1998; Serrada *et al.*, 2005), por lo que los enunciaremos simplemente: *factores climáticos y bioclimáticos, factores fisiográ-*

*ficos, factores edáficos y factores de vegetación.* Sin embargo, sí debemos hacer un especial énfasis en la necesidad de considerar en el futuro los escenarios de cambio climático, más aún después de las recientes estimaciones sobre variaciones importantes en el régimen de temperatura y precipitación (Schröter *et al.*, 2005), dado que nuestro objetivo es que la cubierta vegetal que vamos a restaurar perdure en el tiempo.

En cuanto a las especies, el punto de partida puede ser el catálogo de especies dominantes (Ruiz de la To-

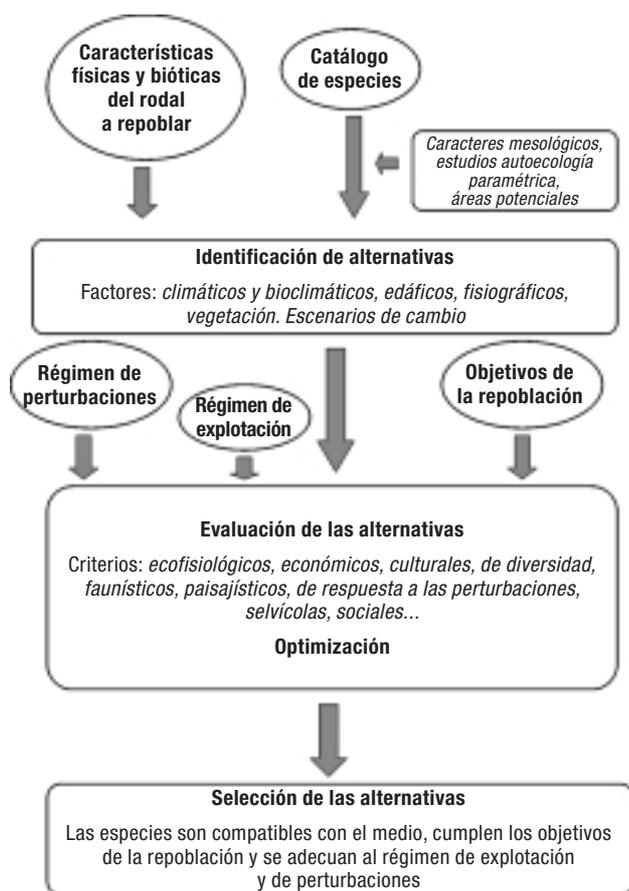


Figura 3. Proceso de elección de especies.

re, 1977, 2002). Ruiz de la Torre interpreta el carácter dominante en el sentido de Flahault, es decir, son dominantes las especies que definen la fisonomía de la agrupación vegetal, bien por su talla, número, forma, duración de los individuos o por la acción preeminente que ejercen sobre el hábitat. Para las especies

arbóreas, Ruiz de la Torre (1981a) ha distinguido entre las especies que preferentemente aparecen como dominantes exclusivas, de aquellas que pueden aparecer como subordinadas o intercaladas en agrupaciones que dominan otras estirpes (Tabla 2). Según sea la actividad restauradora a realizar, deberemos centralizar la elección de especie en las que manifiesten ese carácter dominante, como es el caso de las reforestaciones sobre terrenos desarbolados, las actuaciones de densificación, o los cambios de especie principal; o bien, deberemos elegir entre las especies intercalares cuando se definan actuaciones de diversificación o enriquecimiento. Estas últimas, indudablemente, pueden utilizarse de forma conjunta con las primeras cuando se diseñen masas mixtas. La información de la que se ha dispuesto de las especies, amén de los tratados de flora existentes, procede de descripciones de las características botánicas, ecológicas y selvícolas de nuestras principales especies arbóreas y arbustivas (Laguna, 1883; González Vázquez, 1947; Ruiz de la Torre, 1979). Estas descripciones se han complementado con catálogos específicos para la repoblación de áreas determinadas (Pita, 1951; Ruiz de la Torre, 1956; Vázquez, 1995), la restauración de la vegetación en obras viarias (Ruiz de la Torre *et al.*, 1990) o la restauración de áreas críticas y diversificación en masas artificiales (Ruiz de la Torre, 1996). Además, gracias a un gran trabajo de campo, se dispone de estudios de autoecología paramétrica de *Pinus radiata* y de los pinos autóctonos a excepción de *Pinus uncinata* (Gandullo y Sánchez Palomares, 1994), del haya y del castaño (Gandullo *et al.*, 2004a y b). A partir del conocimiento de la distribución actual de las especies, y de los datos del medio físico, se ha realizando aplicaciones con la utilización de SIG para la definición de áreas potenciales de las

Tabla 2. Carácter de las especies arbóreas (Ruiz de la Torre, 1981a)

Dominantes exclusivas	Subordinadas o intercaladas en grupos reducidos en masas donde dominan otras especies	Formando masas puras o como subordinadas
<i>Abies alba</i> , <i>A. pinsapo</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Castanea sativa</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Q. pyrenaica</i> , <i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i> , <i>Q. suber</i> , <i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i> , <i>Juniperus thurifera</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>P. uncinata</i> , <i>P. nigra</i> , <i>P. pinaster</i> , <i>P. pinea</i> , <i>P. halepensis</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Ulmus minor</i> .	<i>Taxus bacatta</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>A. platanoides</i> , <i>A. pseudo-platanus</i> , <i>A. monspessulanum</i> , <i>A. opalus</i> , <i>A. granatense</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>F. ornus</i> , <i>Prunus avium</i> , <i>Sorbus aria</i> , <i>S. aucuparia</i> , <i>S. domestica</i> , <i>S. torminalis</i> , <i>S. latifolia</i> , <i>S. mougeotii</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>T. platyphyllos</i> , <i>T. intermedia</i> , <i>Celtis australis</i> , <i>Quercus canariensis</i> , <i>Q. cerrioides</i> , <i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteri</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Laurus nobilis</i> , <i>Ceratonia siliqua</i> , <i>Olea europea</i> , <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ilex</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Tetraclinis articulata</i> , <i>Ficus carica</i> , <i>Ulmus glabra</i> , <i>Ilex aquifolium</i> .	<i>Quercus petraea</i> , <i>Q. pubescens</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Fraxinus angustifolia</i> , <i>Populus alba</i> , <i>P. nigra</i> , <i>Salix alba</i> , <i>S. canariensis</i>

especies; como es el modelo SIGREFOR (Castejón *et al.*, 1998) o los modelos que utilizan regresiones logísticas multivariantes (Felicísimo, 2002, 2003; Morote *et al.*, 2001). Otra aplicación, basada en los estudios de autoecología paramétrica, es la definición de áreas potenciales fisiográfico-climáticas (Sánchez Palomares *et al.*, 2001). Aunque todos estos modelos utilizan metodologías muy diferentes parten de la controvertida inferencia del nicho potencial de una especie a partir de su nicho actual (Austin, 1985).

## Evaluación de alternativas

Una vez identificadas las alternativas, es decir, las especies que son compatibles con las características del medio físico y biótico del rodal, y siempre que haya más de una, procede realizar la evaluación en función de una serie de criterios o atributos que estén en relación con los objetivos definidos en el proyecto y sean acordes al régimen de explotación y de perturbaciones al que está sometido el rodal a repoblar. Aunque el régimen de explotación es una perturbación más del sistema lo diferenciamos para una mayor claridad. Estos criterios pueden ser muy diversos, de acuerdo con el tipo de restauración a realizar, pudiendo citar como ejemplo los siguientes: *ecofisiológicos, económicos, culturales, de diversidad, faunísticos, paisajísticos, de respuesta a las perturbaciones, selvícolas o sociales*. De forma resumida comentaremos alguno de los más singulares.

### *Criterios ecofisiológicos*

Se pueden citar entre estos, los *mecanismos de respuesta frente al estrés* o la *plasticidad fenotípica* de las especies, ya que son cada vez más los estudios dirigidos a conocer estos aspectos sobre especies de interés en la restauración forestal. La estrategia dominante (Levitt, 1980) que desarrollen las especies para hacer frente a los factores de estrés, que se puedan presentar en el rodal a repoblar, es un factor que puede condicionar la elección de una especie. Así, en los ambientes mediterráneos donde el estrés hídrico es el principal factor que condiciona la distribución de las plantas, el carácter que tiene el pino carrasco de especie tolerante al estrés hídrico, la encina o la coscoja de especies ahorradoras de agua y el lentisco o la cornicabra de especies derrochadoras (Vilagrosa, 2002; Va-

llejo *et al.*, 2003; Valladares *et al.*, 2005), puede hacer inclinar el carácter de la elección hacia una u otra. Las estrategias ahorradoras pueden ser eficaces en periodos de largas sequías con periodos de lluvia intercalados, mientras las derrochadoras lo pueden ser en periodos de gran aridez con precipitaciones muy irregulares. Cada vez son más numerosos los estudios sobre la *plasticidad fenotípica* en especies forestales sometidas a unas condiciones ambientales heterogéneas, en cierta parte inducidos por los escenarios de cambio global y los problemas de fragmentación que sufren gran parte de los sistemas forestales. Sin embargo, todavía estamos lejos de afirmar si una mayor plasticidad fenotípica mejora las condiciones de respuesta y supervivencia de las especies o las hace más vulnerables a unas condiciones ambientales impredecibles dentro de un escenario de cambio global (Valladares *et al.*, 2005).

### *Criterios económicos*

Son muy variados, pudiendo citar según la clasificación antes comentada (García Salmerón, 1991): *el coste de establecimiento, la utilidad y valor de los productos, el plazo de obtención de beneficios, la duración del periodo de acotamiento del rodal a otro tipo de usos y aprovechamientos, el interés tecnológico de un determinado producto, etc.*

### *Criterios culturales*

Según la terminología alemana clásica englobaría atributos como *el temperamento, el crecimiento, el porte, el enraizamiento o la longevidad* (González Vázquez, 1947).

El temperamento se define como el carácter de una especie vegetal por el que tolera y exige determinados grados de intensidad de insolación, en sus primeras edades, para mantener un desarrollo normal (Ruiz de la Torre, 1993a). Este término, típicamente selvícola, se corresponde con el de tolerancia a la sombra en ecología. Es un atributo clave en los modelos de sucesión, aunque hay que tener presente que es un concepto cualitativo y relativo, ya que varía según la latitud y la disponibilidad de agua y nutrientes. Mientras que en ecología se distingue entre especies tolerantes e intolerantes a la sombra, en selvicultura se ha distinguido entre especies de luz, media luz, media sombra y som-

bra. Se han descrito numerosas diferencias entre las plantas aclimatadas a condiciones de sombra con respecto a las de ambientes muy iluminados, que afectan a características morfológicas, anatómicas, de arquitecturas del tallo, fisiológicas, estructurales y bioquímicas (Tang, 1997). La intensidad lumínica puede ser causa de estrés para las plantas, tanto por su exceso como por su defecto, más aún en el medio mediterráneo donde las limitaciones hídricas y térmicas que sufren las mismas pueden limitar el aprovechamiento óptimo de la luz para la fotosíntesis (Long *et al.*, 1994; Cabrera, 2002). La radiación solar intensa provoca una reducción en la eficiencia de la conversión fotoquímica de la luz en biomasa, fenómeno conocido como fotoinhibición, y un sobrecalentamiento foliar sobre todo cuando la presencia de un déficit hídrico limita la fotosíntesis y la transpiración debido al cierre estomático. Para soportar estas condiciones las plantas heliófilas exhiben estrategias fisiológicas y/o funcionales para defenderse (Valladares, 2001). Aunque las respuestas estarán moduladas por el grado de plasticidad fenotípica que presenten las especies, las consecuencias que puede tener que una especie adaptada a la sombra se ubique en condiciones de luz, son que se produzcan procesos de fotoinhibición crónica con daños en el aparato fotosintético, mientras que la ubicación de especies adaptadas a la luz en la sombra incitará a desarrollar estrategias de escape mediante una mayor inversión en la parte aérea a expensas del crecimiento radicular (Björkman, 1981). En cuanto al *enraizamiento*, las dos funciones primarias de los sistemas radiculares son la adquisición de los recursos del suelo, principalmente agua e iones disueltos, y la de anclaje. Otras funciones como las de almacenamiento, síntesis de reguladores de crecimiento, propagación y dispersión pueden ser secundarias. Aunque el sistema radicular es un carácter que ha mostrado una notable plasticidad entre las especies (Canadell *et al.*, 1999), la influencia que la profundidad del sistema radicular tiene sobre la supervivencia en los sitios secos ha sido ampliamente contrastada (Kozlowski *et al.*, 1991).

#### *Criterios de diversidad*

Primar la diversidad biológica implica conocer el grado de significación de las diferentes especies (Ruiz de la Torre, 1993a). Dentro del concepto de significación entrarían atributos como el de *autóctono*, *nivel evolutivo* o *sociabilidad*.

Aunque el carácter de autóctono o alóctono de las especies es un concepto relativo a un espacio y a un tiempo, la restauración exige el empleo de especies autóctonas. La utilización de especies exóticas conducirá a ecosistemas diferentes propios de las actuaciones de rehabilitación. El conocimiento de la dinámica vegetal en la restauración ha sido de especial interés para los repobladores, como ya ha quedado patente al principio. Ceballos (Ximénez de Embún y Ceballos, 1939) indicaba que la aplicación de sus Series de Regresión debía conducir a promocionar y conservar todas las especies que estuvieran en una etapa superior al nivel actual de regresión y poner freno a la expansión de todas aquellas que estuvieran por debajo. La actuación restauradora, por tanto, siempre debe perseguir la consecución de agrupaciones vegetales con un mayor nivel de madurez que la actual, valorando la posibilidad de introducción directa de la agrupación de mayor madurez o de otra de nivel inferior, según el grado de degradación del medio y de las condiciones ambientales. Aunque en ambientes semiáridos algunos autores han planteado la introducción de las especies de mayor madurez en las labores de restauración (Bonet, 2004), otros plantean la posibilidad de utilizar especies iniciales o seriales para la consecución de un mejor resultado (Miranda *et al.*, 2004). Ateniéndonos a lo dicho anteriormente sobre la dinámica vegetal, una metodología que podría caracterizar este atributo sería el sistema de niveles evolutivos de Ruiz de la Torre (1990a). El atributo de *sociabilidad* pretende valorar la capacidad de acogida que una determinada especie puede presentar hacia otras y responde al concepto de facilitación ya comentado. En este sentido, las especies heliófilas suelen mostrar una sociabilidad acusada.

#### *Criterios faunísticos*

Pueden englobar interacciones de signo positivo o negativo. Entre las negativas estarían los daños causados por los herbívoros sobre las semillas o las plantas jóvenes que pueden llegar a comprometer la supervivencia o regeneración de la especie. Un atributo que podría utilizarse para su valoración es el *grado de sensibilidad al daño*. Van Lerberghe y Balleux (2001) distinguen para la fauna silvestre cuatro tipos de daño y tres grados de sensibilidad (Tabla 3). Entre las interacciones positivas cabría citar su *capacidad para el refugio*, *la nidificación* o *la alimentación* que podrían valorarse para las especies de fauna que tuvieran un carácter más singular.

**Tabla 3.** Sensibilidad de las especies forestales a los daños producidos por la fauna silvestre (Van Lerberghe y Balleux, 1999)

Grado de sensibilidad	Tipo de daño			
	Ramoneo	Escodado	Descortezado	Roído de corteza
Elevada	Abeto, roble, arce, fresno, cerezo.	Abeto, cerezo, roble americano, fresno.	Fresno, castaño, arce, serbales.	Haya, roble.
Media	Pino silvestre, laricio, rodeno, haya, castaño, nogal.	Abeto.	<i>Pseudotsuga</i> , pino silvestre, chopo, haya, tilo.	Cerezo, fresno, álamo temblón, sauce, <i>Pseudotsuga</i> , pino silvestre y laricio.
Débil o nula	Abedul, aliso, tilo.	Haya, roble.	Abeto, roble, alerce, aliso, abedul.	Otras coníferas.

### Crterios paisajísticos

Aunque el análisis de la vegetación en los estudios de paisaje se realiza a nivel de agrupación vegetal o en unidades superiores, existen algunas propiedades visuales primarias que pueden constituirse en atributo para las diferentes especies. Así, si se tiene en cuenta los criterios propuestos por López y Escribano (1999) para el análisis de la vegetación, la *heterogeneidad cromática* y la *altura media del estrato superior* son propiedades que podrían evaluarse a nivel de especie. La heterogeneidad cromática dentro de cada agrupación vegetal viene determinada por la existente entre: especies del estrato más representativo, los diferentes estratos, el suelo y la vegetación, y por la debida al cambio estacional. Aunque alguna de ellas está condicionada por la densidad podría realizarse una valoración relativa entre las diferentes especies que hayan sido identificadas en la etapa anterior.

### Crterios de respuesta a las perturbaciones

Las perturbaciones se entienden como sucesos biológicos o medioambientales que producen alteraciones en los ecosistemas. Las perturbaciones de origen natural con mayor frecuencia son las producidas por: los incendios, los vendavales, los aludes, las avenidas en los cursos de agua, los movimientos dunares o los agentes bióticos. El tiempo de restauración de la comunidad inicial después de una perturbación se conoce como resiliencia, y es este parámetro el que puede tratar de caracterizarse según los diferentes mecanismos de respuesta de las especies. Para caracterizar estas respuestas a las perturbaciones o a los estreses ambientales, los ecólogos han realizado clasificaciones agru-

pando las especies en tipos funcionales. Son ya clásicas las de MacArthur y Wilson sobre las estrategias *r* y *K*, o las de Grime definiendo las estrategias *C*-competitiva, *R*-oportunista o ruderal y *S*-tolerante al estrés. En el caso de los incendios forestales se pueden destacar el modelo de atributos vitales de Noble y Slatyer, o los tipos funcionales para plantas mediterráneas de Pausas (1999). Noble y Slatyer (Chandler *et al.*, 1983) establecieron un modelo de predicción de la respuesta al fuego basado en una serie de atributos vitales que se integran en cuatro grupos: *el método de persistencia durante o inmediatamente después de una perturbación, las condiciones de establecimiento después de una perturbación, la longevidad y la tasa de crecimiento* (Tabla 4). En el ámbito mediterráneo es obligado, en esta fase de evaluación, caracterizar la respuesta al fuego de las diferentes alternativas identificadas.

### Crterios selvícolas

Podría valorarse el *modelo selvícola* aplicable para las diferentes especies con la indicación de los tratamientos selvícolas recomendados para las mismas. Se valoraría, por tanto, los tratamientos de regeneración y de mejora, así como la necesidad de podas para las diferentes especies, el número de intervenciones necesarias y el turno final.

### Crterios sociales

Englobaría atributos como los de *aceptación social de la especie* o su *utilidad social* (Ruiz de la Torre, 2000c).

El rechazo social que ha tenido algunas labores de restauración se han debido a la poca aceptación social

**Tabla 4.** Atributos vitales de las plantas que permiten predecir su respuesta al fuego, propuestos por Noble y Slatyer (Chandler *et al.*, 1983)

### I. Atributo del método de persistencia durante o inmediatamente después de una perturbación

*Especies que se basan en la propagación por semilla*

- D Especies con propágulos de alta dispersión.
- S Especies con propágulos almacenados de larga duración, como los bancos de semillas.
- G Caso especial de S donde el banco de semillas germina o se pierde después de la perturbación.
- C Especies con propágulos almacenados de corta duración (piñas serótinas).

*Especies que se basan en la propagación vegetativa*

- V Especies que rebrotan después de la perturbación y que han de volver a pasar por un estado juvenil antes de alcanzar la madurez.
- U Especies que no quedan afectadas por la perturbación.
- W Caso especial de U donde los individuos adultos sobreviven a la perturbación y los del estado juvenil mueren.

*Combinaciones estratégicas*

$\Delta$ ,  $\Sigma$  y r Equivalen a los casos D, S y G respectivamente cuando los individuos adultos sobreviven a la perturbación.

### II. Atributos de las condiciones necesarias para el establecimiento después de una perturbación

- T Especies que se pueden establecer y crecer hasta la madurez inmediatamente después de la perturbación y durante un tiempo indefinido (tolerantes a la competencia).
- I Especies que sólo pueden establecerse después de una perturbación cuando no hay competencia.
- R Especies que no pueden establecerse después del fuego al requerir la cobertura de comunidades ya establecidas.

### III. Longevidad

- P Capacidad para suministrar propágulos para sobrevivir a la perturbación.
- M Madurez o tiempo necesario para establecerse y producir propágulos.
- L Senescencia.
- E Pérdida de propágulos, extinción.

### IV. Tasa de crecimiento

que han tenido las labores de repoblación en el medio rural donde se han realizado. La elección de las especies junto a los procedimientos de preparación del suelo fueron las dos causas que motivaban dicho rechazo. El uso de especies alóctonas o el empleo generalizado de pinos eran objeto de una fuerte crítica (Murado *et al.*, 1978; Fernández, 1986). Este rechazo ha supuesto, en muchas ocasiones, ser el origen de incendios en áreas repobladas.

Una vez elegidos los criterios y realizada la caracterización de las especies según los mismos, procede realizar la evaluación propiamente dicha. Las técnicas de decisión multicriterio pueden ser una herramienta válida para realizar la optimización.

### Selección de alternativas

La relación de especies obtenidas en la etapa anterior contendría las especies más apropiadas en cuanto

que son compatibles con las características ecológicas del medio, se adecuan al régimen de explotación y de perturbaciones y cumplen con los objetivos de la repoblación. Pertenece al diseño de la repoblación la combinación de las especies que hayan salido, fijando su composición y distribución en la superficie del rodal.

### Referencias bibliográficas

- ÁLVAREZ L.E., MARTÍNEZ E., ALEJANO R., DE SIMÓN E., MADRIGAL A., 1996. Estudio para la implantación de *Quercus ilex* bajo la cubierta de pinar. Cuad Soc Esp Cien For 3, 83-87.
- AMORES R., CARRASCO P., NAVARRO-CERRILLO R.M., 2001. Seguimiento de trabajos de forestación de tierras agrarias en Andalucía: el caso de Huelva. III Congreso Forestal Español, Granada 3-5 septiembre. Tomo III, pp. 811-816.
- ARTIGAS P., 1890. Silvicultura o Cría y cultivo de los montes. Imprenta de Moreno y Rojas, Madrid.

- AUSTIN M.P., 1985. Continuum concept, ordination methods, and niche theory. *Ann Rev Ecol Siste* 16, 39-61.
- BAINBRIDGE D., 2003. New hope for desert lands. *Arid southwest lands habitat restoration Conference*, Palm Springs.
- BJÖRKMAN O., 1981. Responses to different quantum flux densities. En: *Physiological plant ecology I*, (Lange O.L., Nobel P.S., Osmond C.B., Ziegler H., eds). Springer-Verlag, Berlin, pp. 57-107.
- BONET A., 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *J Arid Environm* 56, 213-233.
- BRADSHAW A., 2002. Introduction and philosophy. En: *Handbook of ecological restoration* (Perrow M.R., Davy A.J., eds). Cambridge University Press. Vol 1, pp. 3-9.
- CABRERA H.H., 2002. Respuestas ecofisiológicas de plantas en ecosistemas de zonas con clima mediterráneo y ambientes de alta montaña. *Revista chilena de Historia natural* 75, 625-637.
- CALLAWAY R.M., PUIGNAIRE F.I., 1999. Facilitation in plant communities. En: *Handbook of functional plant ecology* (Puignaire F.I., Valladares F., eds). Marcel Dekker, Inc, NY, pp. 623-648.
- CANADELL J., DJEMA A., LÓPEZ B., LLORET F., SABATÉ S., SISCART D., GRACIA C., 1999. Structure and dynamics of the root systems. En: *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*, (Rodá F., Retana J., Gracia C., Bellot J., eds). Springer-Verlag, Berlin, pp. 47-59.
- CASTEJÓN M.A., SÁNCHEZ F., ELENA-ROSELLÓ R., 1998. SIGREFOR. Sistema de Información Geográfica para la Reforestación. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid.
- CASTRO J., ZAMORA R., HÓDAR J.A., GÓMEZ J.M., 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10(2), 297-305.
- CEBALLOS I., 1960. Repoblación forestal española en los últimos veinte años (1940-1960). *Estudios Geográficos* 21, 497-507.
- CHANDLER C., CHENEY P., THOMASP., TRABAUD L., WILLIAMS D., 1983. *Fire in forestry*. John Wiley & Sons, NY. Vol. I.
- CHERTOV O.C., KOMAROV A.S., KAREV G.P., 1999. Modern approaches in forest ecosystem modelling. *European Forest Institute*, Brill Academic Publishers, Holanda.
- CONNELL J.H., SLATYER R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *American Naturalist* 98, 1119-1144.
- FELICÍSIMO A.M., 2002. GIS and logistic regression as tools for environmental management: a coastal cliff vegetation model in Northern Spain. *MIS 2002 Management Information Systems 2002*, Wessex Institute of Technology, Halkidiki, Grecia, 24-26 Abril de 2002, pp. 215-224. Disponible en: <http://www.etsimo.uniovi.es/~feli/index2.html>. [Consulta 10 de Enero de 2006].
- FELICÍSIMO A.M., 2003. Uses of spatial predictive models in forested areas. *IV International Conference on Spatial Planning*, Zaragoza, 2-4 Abril de 2003. Disponible en: <http://www.etsimo.uniovi.es/~feli/index2.html>. [Consulta 10 de Enero de 2006].
- FERNÁNDEZ F., 1986. *Los bosques mediterráneos españoles*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.
- GANDULLO J.M., 1990. Edafología, ecología y reforestación. *Ecología*, Fuera de serie 1, 129-138.
- GANDULLO J.M., SÁNCHEZ PALOMARES O., 1994. *Estaciones ecológicas de los pinares españoles*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- GANDULLO J.M., BLANCO A., SÁNCHEZ PALOMARES O., RUBIO A., ELENA ROSELLÓ R., GÓMEZ SANZ V., 2004a. *Las estaciones ecológicas de los hayedos españoles*. Monografías INIA, Serie Forestal, Vol 8, Madrid.
- GANDULLO J.M., BLANCO A., SÁNCHEZ PALOMARES O., RUBIO A., ELENA ROSELLÓ R., GÓMEZ SANZ V., 2004b. *Las estaciones ecológicas de los castaños españoles*. Monografías INIA, Serie Forestal, Vol. 7, Madrid.
- GARCIA SALMERÓN J., 1981. Restauración de espacios naturales degradados. *Forestación y Reforestación (III)*. En: *Tratado del Medio Natural* (Ramos J.L., dir). Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, Vol IV, pp. 121-172.
- GARCIA SALMERÓN J., 1991. *Manual de repoblaciones forestales*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Fundación Conde del Valle de Salazar, Vol. I, Madrid.
- GARITACELAYA J., 2003. La percepción de la regeneración natural y los síntomas de un nuevo paradigma selvícola. *Cuad Soc Esp Cien For* 15, 17-24.
- GIL L., PRADA M.A., 1993. Los pinos como especies básicas de la restauración forestal del medio mediterráneo. *Ecología* 7, 113-125.
- GÓMEZ J.M., 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography* 26, 573-548.
- GONZÁLEZ-VÁZQUEZ E., 1947. *Selvicultura*. Editorial Dossat, Madrid. Vol I.
- IGLESIAS A., 1998. Programa de forestación de tierras agrarias. Resultados tras cuatro de forestaciones en la provincia de Ávila. *Montes* 54, 19-26.
- IZCO J., 1984. *Madrid Verde*. Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios, Madrid.
- KOZŁOWSKI T., KRAMER P.J., PALLARDY S.G., 1991. *The physiological ecology of woody plants*. Academic Press, San Diego.
- LAGUNA M., 1883. *Flora forestal española*. Imprenta del Colegio Nacional de Sordos-Mudos y Ciegos, Madrid. Edición facsimil, Xunta de Galicia, 1993.
- LEVITT J., 1980. Responses of plants to environmental stresses. *Academic Press*, NY. Vol II.
- LLAURADÓ A., 1892. Repoblaciones forestales con especies resinosas. *Revista de Montes* 37, 273-352.

- LONG S.P., HUMPHIRES S., FALKOWSKI P.G., 1994. Photoinhibition of photosynthesis in nature. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol* 45, 633-662.
- LÓPEZ LEIVA C., ESCRIBANO R., 1999. Criterios para el análisis de la vegetación en los estudios de paisaje. *Montes* 55, 44-51.
- LÓPEZ J.A., MARTÍNEZ J.J., OROZCO E., FERRANDIS P., SELVA M., 2001. Evaluación de técnicas de forestación con encinas y arbustos mediterráneos en terrenos agrícolas en La Mancha. III Congreso Forestal Español, Granada 3-5 septiembre. Tomo II, pp. 143-149.
- LUKEN J.O., 1990. Directing ecological sucesión. Chapman and Hall, London.
- MADARIAGA J.A., 1909. Repoblación forestal. Medios de dar valor a eriales y terrenos pobres. Imprenta alemana, Madrid.
- MADRIGAL A., 1998. Problemática de la ordenación de masas artificiales en España. *Cuad Soc Esp Cien For* 6, 3-20.
- MANUEL C.M., GIL L., 1998. La transformación histórica del paisaje forestal en España. En: Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1996, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp. 15-104.
- MARTÍNEZ V., RUIZ PÉREZ F., 2001. Experiencias sobre repoblaciones realizadas al amparo del plan de forestación de Castilla-La Mancha, sobre terrenos agrícolas en la provincia de Toledo. III Congreso Forestal Español, Granada, 3-5 septiembre. Tomo III, pp.591-598.
- MIRANDA J.D., PADILLA F.M., PUIGNAIRE F.I., 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. *Ecosistemas* 2004/1. Disponible en <http://www.aet.org/ecosistemas/041/investigacion4.htm>. [Consulta 10 de Enero de 2006].
- MONTERO DE BURGOS J.L., 1987. La regresión vegetal y la restauración forestal. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 31, 5-22.
- MONTERO DE BURGOS J.L., 1990. Evolución vegetal. Óptimo natural y óptimo forestal. La regresión vegetal y la restauración forestal. *Ecología*, Fuera de Serie 1, 309-319.
- MONTOYA J.M., 1986. Ecología y pinares. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 30,19-24.
- MOROTE A., OROZCO E., LÓPEZ F., DEL CERRO A., ANDRÉS M., SELVA M., BRIONGOS J., NAVARRO R., 2001. Aplicación de un sistema de información geográfica para la elección de especie en la forestación de terrenos agrícolas de la Mancha. III Congreso Forestal Español, Granada, 3-5 septiembre. Tomo III, pp. 62-68.
- MURADO M.A., SILVA R., XORDO R., CASTROVIEJO S., 1978. Ecología y política en España. H.Blume Ediciones, Madrid.
- PAUSAS J.G., 1999. Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology* 140, 27-39.
- PEMÁN J., NAVARRO-CERRILLO R.M., 1998. Repoblaciones forestales. Universidad de Lleida y Universidad de Córdoba, Lleida.
- PITA A., 1951. Estudio de las especies más aptas y la forma de repoblación más apropiada para la restauración arbórea de la provincia de Madrid. Diputación Provincial de Madrid.
- PUIGNAIRE F.I., LUQUE M.T. 2001. Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress. *Oikos* 93, 42-49.
- RAMOS J.L., 1965. Repoblaciones. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- RETANA J., GRACIA M., ESPELTA J.M., 1996. Caracterización de masas mixtas de pino carrasco y encina en el macizo del Montseny. *Cuad Soc Esp Cien For* 3, 167-179.
- RIVAS MARTÍNEZ S., 1987. Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- RODRIGO A., BROCANO M.J., RETANA J., 1999. Regeneration patterns of Mediterranean forest communities after large wildfires: is autosuccession the only response? En: Forest fires: needs and innovations, CINAR-EC DGXII, Athens, Greece, pp. 291-294.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1956. La vegetación natural del Norte de Marruecos y la elección de especies para su repoblación forestal. Servicio de Montes, Centro de Investigaciones y Experiencias Forestales, Larache.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1976. La silvicultura natural en el cuadro de la ordenación ecológica de la región mediterránea. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 9, 3-29.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1977. Especies dominantes en la vegetación española peninsular. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 11,13-24.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1979. Árboles y arbustos. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1981a. Vegetación Natural. En: Tratado del Medio Natural (Ramos J.L., dir). Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, Vol II, pp. 9-45.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1981b. Matorrales. En: Tratado del Medio Natural (Ramos J.L., dir). Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, Vol II, pp. 501-541.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1987. Vegetación mediterránea. Montes. *Revista de ámbito forestal* 13, 11-13.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1990a. Mapa Forestal de España. Memoria General. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1990b. Distribución y características de las masas forestales españolas. *Ecología*, Fuera de Serie 1, 11-30.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1990c. Memoria de vegetación. En: Valladolid (Hoja 4-4). Mapa Forestal de España 1:200.000. (Ruiz de la Torre J., dir). Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp. 41-77.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1991. Características de la zona presentada. En: La Coruña. Mapa Forestal de España 1:200.000. (Ruiz de la Torre J., dir). Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp. 11-37.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1993a. Objetivos de diversidad biológica en la reforestación de tierras agrícolas. Elección de especie y densidad de implantación. *Montes* 34, 20-30.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1993b. Características de la zona presentada. En: Murcia. Mapa Forestal de España

- 1:200.000. (Ruiz de la Torre J., dir). Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp. 11-63.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1993c. La realización del Programa forestal del Plan Nacional de Obras Hidráulicas. En: Plan Nacional de Obras Hidráulicas de Manuel Lorenzo Pardo de 1933. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente, Madrid, pp. 79-106.
- RUIZ DE LA TORRE J. (dir), 1996. Manual de la flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2000a. Geobotánica general. Fundación Conde del Valle de Salazar, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2000b. El bosque como defensa frente al bosque y las inundaciones. Cuadernos de Forestalia 1, 7-18.
- RUIZ DE LA TORRE J., 2000c. Botánica popular. Introducción a la Demobotánica. Fundación Conde del Valle de Salazar, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- RUIZ DE LA TORRE J. (dir), 2002. Mapa Forestal de España. Escala 1: 1.000.000. Organismo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- RUIZ DE LA TORRE J., GIL P., GARCÍA-VIÑAS J.I., GÓZALEZ-ADRADOS J.R., GIL F., 1990. Catálogo de especies vegetales a utilizar en plantaciones de carreteras. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.
- RUIZ DE LA TORRE J., RUIZ DEL CASTILLO J., 1992. Características de la zona presentada. En: Salamanca. Mapa Forestal de España 1:200.000. (Ruiz de la Torre J., dir). Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp. 11-30.
- SÁNCHEZ PALOMARES O., CARRETERO M.P., SARMIENTO L.A., 2001. Definición y cartografía de las áreas potenciales fisiográfico-climáticas de los alcornocales catalanes. III Congreso Forestal Español, Granada, 3-5 septiembre. Tomo I, pp. 271-277.
- SANZ C., LÓPEZ N., 2001. Biodiversidad en masas repobladas y en formaciones sometidas a tratamientos forestales. III Congreso Forestal Español, Granada 3-5 septiembre, Tomo V, pp. 225-230.
- SCHRÖTER D., CRAMER W., LEEMANS R., PRENTICE C.I., ARAUJO M.B., ARNELL N.W., BONDEAU A., BUGMANN H., CARTER T.R., GRACIA C.A., DE LA VEGA-LEINERT A.C., ERHARD M., EWRT F., GLENDINGM., HOUSE J.I., KANKAANPÄÄ S., KLEIN R., LAVOREL S., LINDNER M., METZGER M.J., MEYER J., MITCHELL T.D., REGINSTER I., ROUNSWELL M., SABATÉ S., SITCH S., SMITH B., SMITH J., SMITH P., SYKES M.T., THONICKE K., THUILLER W., TUCK G., ZAEHLE S. ZIERRL B., 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310(25), 1333-1337.
- SER., 2004. The SER international primer on ecological restoration. Disponible en <http://www.ser.org>. [Consulta 10 de Enero de 2006].
- SERRADA R., 2000. Apuntes de repoblaciones forestales. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid.
- SERRADA R., NAVARRO-CERRILLO R.M., PEMÁN J., 2005. La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la selvicultura y la ecofisiología. *Invest Agrar: Sist Recur For* 14(3), 462-481.
- SOLIS A., 2003. Planteamientos sobre la regeneración en pinares de repoblación que alcanzan la edad de turno. *Cuad Soc Esp Cien For* 15, 49-58.
- TANG Y., 1997. Light. En: *Plant Ecophysiology* (Prasad M.N.V., ed). John Wiley and Sons, Inc. NY, pp. 3-40.
- TERRADAS J., 2001. Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de las comunidades y paisajes. Ediciones Omega, Barcelona.
- TONIOLOI M., ESCARRÉ J., LEPART J., SPERANZA M., 2001. facilitation and competition affecting the regeneration of *Quercus pubescens* Willd. *Ecoscience* 8(3), 381-391.
- URBAN D.L., SHUGART H.H., 1992. Individual-based models of forest succession. En: *Plant succession, theory and prediction* (Glenn-Levin D.C., Peet R.K., Veblen T.T., eds). Chapman and Hall, London, pp. 249-292.
- VALLADARES F., 2001. Características mediterráneas de la conversión fotosintética de la luz en biomasa: de órgano a organismo. En: *Ecosistemas mediterráneos, análisis funcional* (Zamora R., Puignaire F.I., eds). CSIC-AEET, Madrid, pp. 67-94.
- VALLADARES F., DOHARRO I., SÁNCHEZ-GÓMEZ D., PEARCY R.W., 2005. Photoinhibition and drought in Mediterranean woody saplings: scaling effects and interactions in sun and shade phenotypes. *J Exp Bot* 56(411), 483-494.
- VALLEJO R., CORTINA J., VILAGROSA A., SEVA J.P., ALLOZA J.A., 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: *Restauración de Ecosistemas mediterráneos* (Rey J.M., Espigares T., Nicolau J.M., eds). Universidad de Alcalá, Madrid, pp. 11-42.
- VAN LERBERGHE P., BALLEUX P., 2001. Reforestación de tierras agrícolas. Guía Técnica. Institut pour le Développement Forestier.
- VÁZQUEZ F.M. (voor), 1995. Catálogo de Especies para Forestación en Extremadura. Servicio de Ordenación Forestal. Servicio de Investigación y Desarrollo Tecnológico, Junta de Extremadura, Badajoz.
- VILAGROSA A., 2002. Estrategias de resistencia al déficit hídrico en *Pistacia lentiscus* L y *Quercus coccifera* L. Implicaciones en la repoblación forestal. Tesis Doctoral Universidad de Alicante.
- WALKER L.R., 2005. Margalef y la sucesión ecológica. *Ecosistemas* 2005/1 Disponible en <http://www.revistaeosistemas.net/>. [Consulta 10 de Enero de 2006].
- XIMÉNEZ DE EMBÚN J., 1933. La repoblación forestal en sus relaciones con el régimen de los ríos. En: Plan Nacional de Obras Hidráulicas de Manuel Lorenzo Pardo. Edición Comentada. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente, Edición Facsimil.

- XIMÉNEZ DE EMBÚN J., CEBALLOS L., 1939. Plan para la repoblación forestal de España. En: Tres trabajos forestales. Homenaje a Luis Ceballos en su centenario. Organismos de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 1996.
- ZAMORA R., GÓMEZ L., CASTRO J., HÓDAR J.A., GÓMEZ J.M., ELOLA S., MONTES J., 2001. Los matorrales facilitan la supervivencia de los brinzales en el monte mediterráneo: evaluación de una técnica de repoblación forestal. III Congreso Forestal Español, Granada 3-5 septiembre, Tomo II, pp. 154-159.
- ZAVALA M., 2003. Dinámica y sucesión en los bosques mediterráneos. Modelos teóricos e implicaciones para la silvicultura. En: Restauración de Ecosistemas mediterráneos (Rey J.M., Espigares T., Nicolau J.M., eds). Universidad de Alcalá, Madrid, pp. 43-64.