

RESTAURACIÓN Y MANEJO DE PINARES DE PINO CARRASCO TRAS INCENDIO EN EL SURESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

De las Heras, J.; Alfaro-Sánchez, R.; Hernández-Tecles, E. J.; Hedo, J.; Moya, D.

Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Albacete, Universidad de Castilla-La Mancha, Campus Universitario s/n, 02071, Albacete, Spain

e-mail: Jorge.Heras@uclm.es

Boletín del CIDEU 10: 63-79 (2011)
ISSN 1885-5237

Resumen: En el contexto actual de cambio global y en particular, de cambio climático, el régimen de incendios en la Cuenca Mediterránea se está viendo modificado. En el sureste de la Península Ibérica *Pinus halepensis* es la especie arbórea principal de las masas forestales. En este trabajo se ha realizado una revisión sobre la evolución de las masas de pino carrasco después de incendio, observando diferentes comportamientos en su regeneración natural. Esta regeneración no siempre está garantizada, dando lugar a una elevada densidad de brinzales o bien una ausencia total de los mismos pudiendo requerir una restauración forestal. Ambos casos demandan un seguimiento de la masa a corto, medio y largo plazo, para mejorar su manejo post-incendio, y así valorar qué tipo de tratamientos son precisos llevar a cabo en cada momento.

Palabras claves: cambio climático, *Pinus halepensis*, regeneración natural, post-incendio, restauración, monitorización.

Summary: In the current framework of climate change, the Mediterranean Basin fire regime is being modified. In the southeast of the Iberian Peninsula, *Pinus halepensis* is the principal tree species of forest stands. A revision of the post-fire Aleppo pine stands evolution has been performed, showing different behaviours in its natural regeneration. Regeneration is not always guaranteed, promoting whether a large regeneration or an absence of it requiring forest restoration. Both cases need monitoring in the short, medium and long term, in order to improve its post-fire management, and therefore assess which treatments are suitable to carry out at each time.

Keywords: climate change, *Pinus halepensis*, natural regeneration, post-fire, restoration, monitoring.

1. Introducción

El cambio global ha afectado el régimen de incendios (debido a cambios en manejo, usos del suelo y calentamiento climático) principalmente en las últimas décadas (Flannigan *et al*, 2000). Dentro de la Cuenca Mediterránea, los incendios forestales se han visto alterados debido a un aumento en su número, severidad, superficie quemada y recurrencia, así como en la duración de la época de alto riesgo (Pausas, 2004). Esta dinámica de incendios podría incluso llevar al establecimiento permanente de estadios de sucesión temprana sustituyendo a los bosques existentes en la actualidad (Terradas, 1996), especialmente en las zonas donde la vegetación está menos adaptada a estos episodios (Pausas, 1999). Tanto la evolución de las plantas y comunidades vegetales como la modelización del paisaje en ámbito mediterráneo, han evolucionado debido a distintas adaptaciones a las

perturbaciones propias de este clima, tales como sequías prolongadas o incendios (Keeley *et al*, 2011). Los tres tipos de estrategia desarrollados en áreas de fuegos recurrentes son, básicamente: la protección de los individuos adultos al fuego, la capacidad de rebrote tras incendio y la rápida regeneración por medio de semilla (Figura 1). Esta última estrategia está relacionada con el régimen de incendios (recurrencia) que se da en una zona, presentando caracteres adaptativos tales como: rotura de la dormancia de las semillas, frutos seróticos con la dispersión de sus semillas tras incendio o el favorecimiento de la germinación (Keeley *et al*, 2011) por escarificación debido al calentamiento, humo y cambios en pH y la mejora en el desarrollo de plántulas por aumento en disponibilidad de nutrientes o la variación del potencial hídrico (Broncano *et al*, 1998).

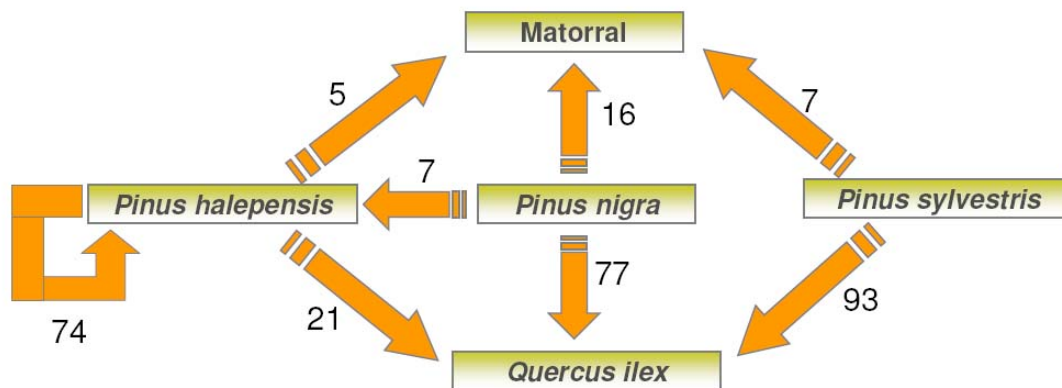


Figura 1. Porcentaje de resiliencia de distintas masas típicas en el área mediterránea, tras incendio. En el caso de *Pinus halepensis* se trata de una masa totalmente recuperada, de al menos 30 años después del incendio. Valoración basada en la modelización obtenida por Retana *et al*. (2002).

Dentro de las masas arbóreas mediterráneas, destacan las compuestas por *Pinus halepensis* Mill., también conocido como Pino carrasco, Pino blanquillo o Pino de Alepo que junto a *Pinus brutia* Ten., forman el grupo *halepenses* de la familia *Pinaceae*. Entre ambas especies cubren casi 7,5 millones de hectáreas y forman un paisaje muy habitual en las zonas de baja altitud, baja disponibilidad hídrica y alta recurrencia de incendio en la Cuenca Mediterránea (Quezel, 2000). El pino carrasco constituye formaciones climácicas en el área mediterránea donde las frondosas presentan escasa capacidad de crecimiento y paraclimácicas allí donde la antropización

ha variado las condiciones potenciales hasta el punto de ser esta especie la potencial, cubriendo más de 2,5 millones de hectáreas en la cuenca mediterránea (Quezel, 2000). La máxima extensión ocupada por esta especie se encuentra en el norte de África, desde la costa mediterránea hasta las áreas montañosas, bordeando el Sahara. Es abundante en Argelia y Túnez, apareciendo también en Marruecos, Libia, Israel y en varias de las islas mediterráneas. Está bien desarrollado en la zona costera mediterránea de España, la Provenza francesa, algunas zonas de la Península Itálica y el Peloponeso griego (Figura 2).



Figura 2. Distribución de *Pinus halepensis* Mill. en la cuenca Mediterránea. Publicado por Euforgen en Fady *et al.* (2003).

Esta especie es de reproducción sexual obligada, presentando altos valores de serotinia para retrasar la dispersión de sus semillas, constituyendo bancos aéreos protegidos del calentamiento por los conos (Daskalakou and Thanos, 1996). La liberación de éstas semillas depende de las condiciones ambientales, viéndose favorecida por altas temperaturas, baja humedad relativa y características

morfológicas de la propia piña (Moya *et al.*, 2008b), lo que unido a su floración precoz constituye la principal estrategia de la especie frente al fuego (Tapias *et al.*, 2001). Así, tras un incendio, se produce una apertura de los conos serótinos que induce a una liberación masiva de las semillas, concentrada en el tiempo. Estas semillas dispersadas tras un incendio tienen mejores cualidades biológicas que las liberadas en

periodos sin incendio, tales como: mayor número de semillas sanas, mayor peso de las mismas y altos valores de germinación (Saracino and Leone, 1994), disminuyendo por otro lado las pérdidas totales de regenerado por predación (Lamont and Enright, 2000) y aumentando las probabilidades de una eficaz resiliencia, siempre que haya pasado el riesgo de inmadurez. En este sentido, se estima en unos quince años la edad considerada como aquella necesaria para almacenar la cantidad suficiente de semilla como para asegurar la regeneración natural (Eugenio, 2006). La germinación de las semillas de pino carrasco sigue un patrón común entre las especies de climas mediterráneos, dándose un máximo a principios de otoño que coincide con la época de lluvias (temperatura óptima de 20 °C, Thanos, 2000). La supervivencia es dependiente de las primeras lluvias, posibilitando el desarrollo de plántulas resistentes ante las condiciones de sequía extrema del verano siguiente (Thanos *et al* 1996). Por tanto las condiciones ambientales del año en curso, el banco de semillas en copa, la intensidad de predación y el daño producido a las semillas por el fuego influirán en la capacidad de resiliencia y regeneración natural de la masa (Moya *et al*, 2008a).

Los daños provocados por el efecto de los incendios forestales no afectan sólo a nuestros bosques sino que crean graves e importantes impactos tales como pérdidas directas de bienes económicos y culturales, erosión y pérdida de suelo, arrastre de materiales a cauces y lechos de agua (con su consiguiente eutrofización y contaminación), disminución de la biodiversidad, liberación a la atmósfera de gases invernadero y otros contaminantes, etc. Una medida para mitigar estos efectos y asegurar la restauración de las zonas afectadas, dentro de las actuaciones preventivas, sería la mejora de la sucesión ecológica y la madurez del estadio ecológico existente (Christensen, 1981), especialmente en masas con baja producción económica pero con alto valor en

externalidades. Para conseguirlo se hace necesario el desarrollo del suficiente conocimiento científico para sugerir y apoyar posibles soluciones y un desarrollo de las herramientas de manejo forestal en áreas incendiadas.

2. Regeneración natural del pino carrasco

Los pinares de pino carrasco son la formación arbórea más afectada por los incendios forestales en España debido a su elevada combustibilidad. Los bosques de carrasco son más inflamables que el pino en sí mismo (Trabaud, 1976) ya que durante el período estival la hojarasca del sotobosque se convierte en un material altamente inflamable que, de producirse un incendio, facilita la propagación de las llamas al matorral, que en la mayoría de los casos es abundante (las copas del pino carrasco dejan pasar mucha luz favoreciendo la colonización del sotobosque) además de rico en especies con elevado porcentaje de resinas y aceites esenciales.

El pino carrasco ha sido tradicionalmente considerado una especie favorecida por los incendios forestales, ante los que muestra una considerable capacidad de persistencia. Sin embargo, esta persistencia tiene un límite y frente a perturbaciones recurrentes, el pino carrasco se muestra incapaz de recuperarse debido a la imposibilidad de producir semilla viable (Díaz-Delgado, 2003). Varios autores (Trabaud *et al*, 1985; Trabaud, 1988; Herranz *et al*, 1991) han puesto de manifiesto que la regeneración natural post-incendio del pino carrasco es a menudo irregular y heterogénea, siendo los primeros años tras el fuego los más críticos para el éxito del proceso de recolonización natural (Herranz, 2000). Algunos de los factores más influyentes en dicha regeneración son: la edad de la masa antes del fuego, las condiciones ambientales del año en curso (Daskalaku and Thanos, 1996), los conos disponibles por árbol (Saracino and Leone, 1994), la intensidad de la predación a que están sometidas las semillas (Nathan and Ne'eman, 2000; Ferrandis *et al*, 2001), y el tipo de fuego

(Turner *et al*, 1994). Por otra parte, las densidades finales no están relacionadas con la severidad del fuego (Pausas *et al*, 2002) y la emergencia de plántulas a partir de los 18 meses tras la perturbación no es significativa (Martínez Sánchez *et al*, 1997), registrándose la práctica totalidad de

la regeneración del pino carrasco el primer otoño tras el fuego (Daskalakou and Thanos, 1996; Herranz *et al*, 1997; Papio, 1990). En el siguiente esquema (Figura 3) se muestran las diferentes posibilidades de regeneración que puede presentar un pinar de *Pinus halepensis* tras un incendio.



Figura 3. Posibilidades de regeneración natural post-incendio.

Como ya se ha dicho anteriormente las densidades finales de regeneración post-incendio del pino carrasco son muy variables incluso dentro de una misma localidad (Broncano *et al*, 1998). En el sureste de España, se han registrado densidades desde 2400 plantas·ha⁻¹ (Herranz *et al*, 1997), hasta casi 40000 plantas·ha⁻¹ (Martínez-Sánchez *et al*, 1999) o la ausencia total de regeneración de pino carrasco (Martínez-Sánchez *et al*, 1997).

Los estudios de nuestro grupo de investigación en las zonas regeneradas tras los grandes incendios del año 1994 en Yeste y Moratalla, corroboran la gran heterogeneidad en cuanto a las densidades finales de

masas de pinar post-incendio, si bien la tónica general durante el seguimiento de la regeneración ha sido encontrar valores elevados o extremadamente elevados de plántulas·ha⁻¹ (Figura 4). Desde valores de densidad de 1400 pies·ha⁻¹ en la regeneración de Yeste a enclaves de ombroclima semiárido en Murcia con densidades superiores a 100000 pies·ha⁻¹. Es en estas zonas del semiárido murciano donde, 17 años después del incendio, la masa presenta peores condiciones de crecimiento individual especialmente cuando no se ha realizado ningún clareo desde su establecimiento (Alfaro-Sánchez *et al*, 2011).



Figura 4. Altas densidades de plantulas·ha⁻¹ en las parcelas de Yeste

Por lo tanto, si las densidades de regeneración son elevadas, se recomienda realizar tratamientos de clareo, preferiblemente a edades tempranas. Numerosas investigaciones han demostrado que los tratamientos silvícolas son beneficiosos para el regenerado natural ya que mejoran los parámetros reproductivos de la masa, entre otros la aceleración de la producción de conos viables, la cantidad de semilla almacenada en éstos, además de promover un aumento en el crecimiento individual de

los pinos (Tapias *et al*, 2001, Goubitz *et al*, 2004; González-Ochoa *et al*, 2004; Moya *et al*, 2007; De las Heras *et al*, 2007; Verkaik y Espelta, 2007).

En general la madurez reproductiva en masas coetáneas de pino carrasco se alcanza entre los 15 y los 30 años de edad, dependiendo de las condiciones ambientales y de la calidad del sitio (Thanos y Daskalaku, 2000), si bien en nuestras áreas de estudio se detectó la aparición de las primeras cosechas de piñas tan sólo

cinco años después de la regeneración natural, confirmando estudios similares en otras regiones mediterráneas (Thanos y Daskalakou, 2000, Tapias *et al* 2001). Esta precocidad en el inicio de la producción de conos se produjo sobre todo en las parcelas en las que se habían llevado a cabo claros, con unas reducciones de número de pies que de media fueron superiores al 75%. Esta elevada reducción de la competencia intraespecífica asociada a los claros tempranos conlleva a su vez un incremento de la biodiversidad interespecífica de los regenerados naturales, acelerando el establecimiento de la composición inicial de la masa (Moya *et al*, 2008a).

No obstante, además de los mencionados beneficios de los tratamientos silvícolas realizados en regenerados naturales post-incendio, no debemos olvidar otra de las ventajas que éstos generan, la reducción de la carga de combustible presente en las masas forestales, promoviendo la ruptura de la continuidad horizontal de la vegetación y, como consecuencia, una mayor resistencia frente a la propagación de nuevos incendios (Vélez, 2000).

Queda por tanto patente, la necesidad de tratar y conservar adecuadamente los regenerados naturales de pino carrasco en el sureste español, mediante tratamientos silvícolas que reduzcan la elevada densidad inicial de plántulas que con frecuencia se establecen tras un incendio. El objeto final no es otro que el de alcanzar unas masas de *Pinus halepensis* saludables y preparadas ante una nueva perturbación que ponga a prueba su capacidad de resiliencia.

3. Repoblaciones forestales

La repoblación forestal puede definirse como el "conjunto de técnicas que se necesitan aplicar para crear una masa forestal, formada por especies vegetales leñosas (arbóreas o arbustivas), que sea estable 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, cumpla con los fines que de ella se demanden" (Serrada, 2000).

La historia de las repoblaciones forestales comienza en España a finales del siglo XIX (Manuel Valdés y Gil, 1998). Su objetivo principal era aumentar el arbolado con el objetivo de su explotación para madera, dentro de una política autárquica (Ximénez de Embún, 1933; Ceballos, 1960).

La concepción de esas repoblaciones tuvo un carácter más amplio a principios del siglo XX, donde se introdujo el concepto de restauración hidrológico forestal para proteger el suelo. En este período aparecen las normativas para repoblar y mantener la riqueza forestal del país, donde los objetivos son recuperar la cubierta arbórea y evitar escorrentía. Las cifras de la superficie reforestada por *Pinus halepensis* en el período 1940-1980, obtenidas de la Dirección General de Montes y luego por el extinto ICONA, están alrededor de 3 millones de ha, de las cuales cerca de 450000 ha correspondieron a *Pinus halepensis* (Gil *et al*, 1996). En la Figura 5 siguiente se muestra la evolución del nº de ha repobladas desde 1940-1993.

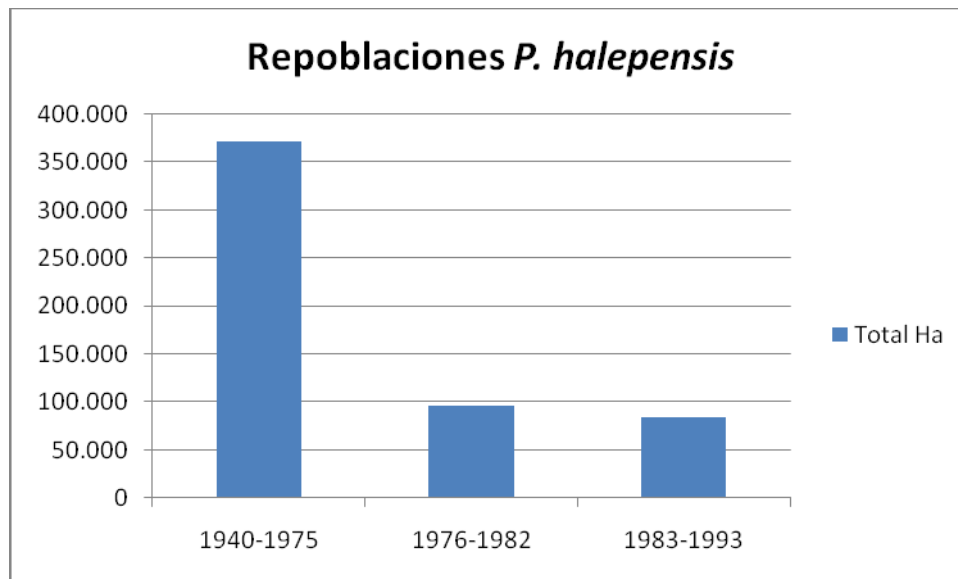


Figura 5. Datos de repoblaciones de en el período 1940-1993 (Gil, 2008)

A finales del siglo XX se incorporan perspectivas ecológicas como la biodiversidad y la ecología del paisaje, entre otras, dando lugar al término de restauración ecológica en los años 1980. La Sociedad Internacional de Restauración Ecológica lo define como el proceso de favorecer el restablecimiento de un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido. Se considera un ecosistema restaurado aquel que contenga suficientes recursos bióticos y abióticos que le permitan continuar su desarrollo sin necesidad de futuras intervenciones (SER, 2004). Por todo lo expuesto los planes de manejo forestal para las repoblaciones incluyen objetivos multicriterio.

El primer paso para llevar a cabo la repoblación es la elección de especies, teniendo como preferencia que tengan características ecológicas análogas a la zona a repoblar. Por ello se debe realizar un análisis de dichas características teniendo en cuenta factores climáticos y bioclimáticos, fisiográficos, edáficos y de vegetación. Una vez elegidas las especies se debe garantizar su calidad genética a través de las regiones de procedencia a utilizar. Para el caso concreto de *P. halepensis*, según la Resolución del BOE (28 de julio de 2009) por la que se autoriza y publica el Catálogo Nacional de las Regiones de Procedencia, se definen 19 regiones de procedencia (Figura 6).

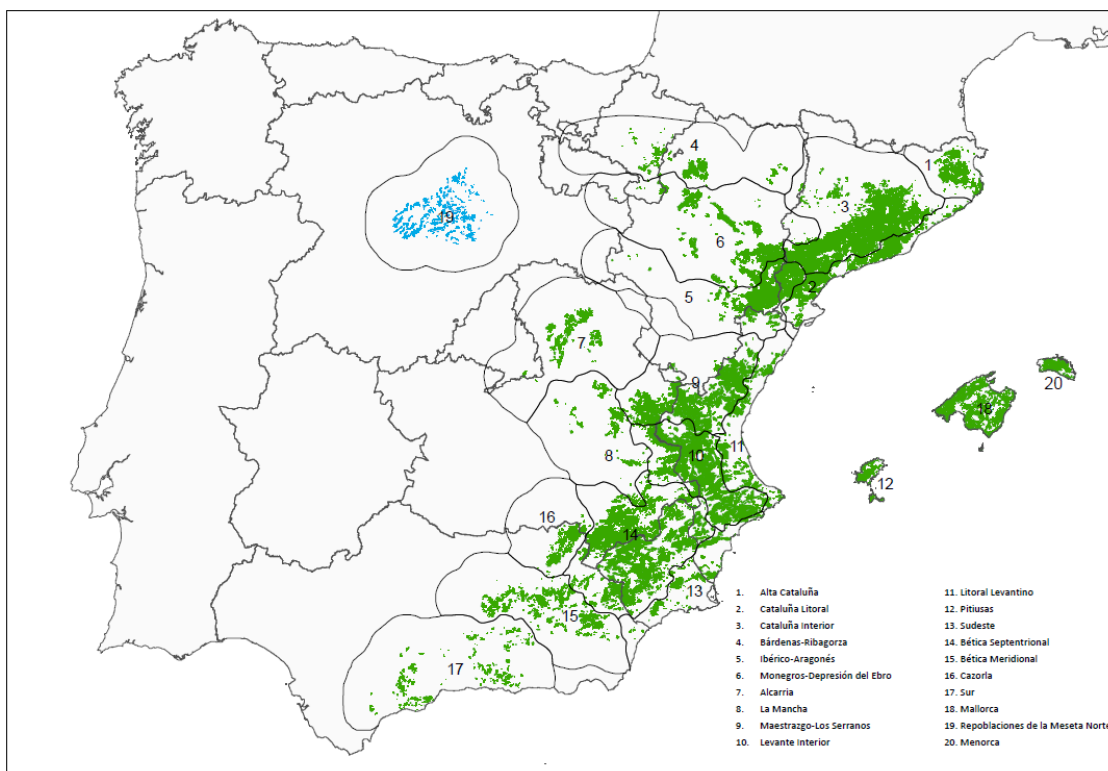


Figura 6. Mapa de Regiones de Procedencia de *Pinus halepensis* (Alía et al, 2009)

A partir de este paso las especies, con su correspondiente región de procedencia, pasan a ser evaluadas en función de diversos criterios, algunos resumidos a continuación.

Criterios ecofisiológicos

Destacar los mecanismos de respuesta frente al estrés o la plasticidad fenotípica de las especies, así como su eficiencia en la fijación de carbono. La estrategia dominante (Levitt, 1980) que desarrollen las especies para hacer frente a los factores de estrés, es un factor condicionante en la elección de una especie.

Criterios de diversidad vegetal y animal

La diversidad vegetal requiere conocer el grado de significación de las diferentes especies (Ruíz de la Torre, 1993). Dentro del concepto de significación se valorarían atributos como el de especie autóctona o

alóctona, y nivel evolutivo positivo o negativo. Entre las interacciones 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. Entre las interacciones positivas cabría citar su capacidad para el refugio, la nidificación o la alimentación.

Criterios paisajísticos

El análisis de la vegetación en los estudios de paisaje se realiza a nivel de agrupación vegetal o en unidades superiores, pero algunas propiedades visuales primarias pueden calcularse para las diferentes especies. Entre los criterios para evaluar a nivel de especie se utilizan el análisis de la vegetación, la heterogeneidad cromática y la altura media del estrato superior (López y Escribano, 1999).

Criterios de respuesta a las perturbaciones

Las perturbaciones se entienden como sucesos biológicos o medioambientales que producen alteraciones en los ecosistemas. El tiempo de restauración de la comunidad inicial después de una perturbación se conoce como resiliencia, siendo caracterizado según los diferentes mecanismos de respuesta de las especies.

Criterios sociales

Engloba atributos como la aceptación o la utilidad social de la especie (Ruíz de la Torre, 2000). El rechazo de algunas labores restauradoras suele ser debido a la baja aceptación social de las labores de repoblación en el medio rural donde se han realizado.

Criterios económicos

Son muy variados, pueden ir desde el coste de establecimiento, la utilidad y valor de los productos hasta el plazo de obtención de beneficios o el interés tecnológico de un determinado producto.

Finalmente es necesario destacar el papel de las repoblaciones de pino carrasco en el sureste de España donde ha sido la especie arbórea principal, contribuyendo a un aumento de la cubierta vegetal junto a la protección del suelo. Muchas repoblaciones forestales mayores de 20 años parecen encontrarse estabilizadas, teniendo en cuenta la adversidad climática en las últimas décadas y la baja calidad de las estaciones. Algunos aspectos, como los relativos al balance hídrico, la biología del suelo o las dinámicas de la comunidad a medio y largo plazo, deberían de ser estudiados con mayor profundidad. La posible introducción de especies arbustivas permitiría aumentar la resiliencia y biodiversidad, utilizando especies como *Quercus coccifera* L., *Rhamnus lycioides* L. y *Pistacia lentiscus* L. Estas especies pertenecen a la comunidad climática (Rivas-Martínez *et al.*, 1987) y tienen una gran capacidad de rebrote frente a perturbaciones como el fuego, el pastoreo y la poda (Lloret y Vilà, 1997). El suelo de

los matorrales, contiguo a repoblaciones de *P. halepensis*, con frecuencia alberga mayores contenidos de carbono y nutrientes (Cortina *et al.*, 2001). Estas comunidades vegetales proporcionan el hábitat adecuado para el desarrollo de numerosos animales y frutos para diferentes especies de aves. Por ello, el establecimiento de prácticas de gestión encaminadas a incrementar la diversidad y cobertura de especies arbustivas en repoblaciones de *P. halepensis* puede estimular los procesos sucesionales, incrementar la diversidad, aumentar su resiliencia y contribuir al desarrollo de comunidades vegetales (Cortina y Vallejo, 1999).

4. Seguimiento de la regeneración/restauración

Tras la ocurrencia del incendio, se debe realizar un seguimiento de la zona afectada para evaluar el estado de la masa y proponer un plan de manejo forestal, incluyendo tratamientos silvícolas en el caso de que la masa tuviese una alta regeneración natural con exceso de arbolado que impidiese el correcto crecimiento y desarrollo reproductivo (Moya *et al.*, 2008c). En el caso de un regenerado insuficiente, la opción sería la restauración forestal. En ambos casos es necesario un seguimiento de la evolución de la masa y su estado. La realización del seguimiento nos permite valorar la calidad, la evaluación y el impacto del estudio o trabajo llevado a cabo, y así conocer el sentido de la ejecución de nuestras acciones post-incendio.

El seguimiento de la regeneración natural o de la restauración forestal, se puede llevar a cabo de diferentes maneras. Podemos obtener información directa, estableciendo parcelas permanentes, o bien podemos extraer esa información de manera indirecta, mediante imágenes obtenidas por sensores remotos o por fotointerpretación.

Parcelas permanentes

Es un método comúnmente utilizado. Se realiza in-situ mediante muestreos de campo, siendo el método principalmente

empleado para la obtención de los datos del Inventario Forestal Nacional (IFN) y de diversos estudios de investigación (De las Heras *et al*, 1993; Riera Mora *et al*, 1997; Herranz *et al*, 1997).

Dentro del proyecto del IFN, actualmente más de 90000 parcelas están siendo periódicamente controladas. Dentro de este tipo de muestreos se realiza una caracterización completa de las parcelas (fracción de cabida cubierta de la vegetación y fracción de cabida cubierta arbórea; ocupación y estado de las tres especies predominantes dentro de la parcela; muestreo de matorral; medición del diámetro normal y de las alturas de los pies arbóreos; agentes causantes de daños, su importancia y qué elemento han dañado, caracterización de suelos, etc.). De cara a la regeneración, también existen unos apartados especiales, donde se refleja la presencia o ausencia de regeneración natural y su efectividad, así como el tipo de cortas de regeneración que se han efectuado.

En el caso del estudio del pino carrasco, es un método recurrente en masas regeneradas de manera natural después de un incendio, y además utilizado para controlar diferentes parámetros, tanto bióticos como abióticos. En el caso de los factores bióticos se muestrean diferentes parámetros, tales como serotinidad de la masa forestal (Moya *et al*, 2008), producción de piñas (González-Ochoa *et al*, 2004; Verkaik *et al*, 2006), biodiversidad (Moya *et al*, 2008), alturas y áreas basimétricas (Martínez-Fernández *et al*, 2001) o depredación de semillas (Broncano, 1997). En el caso de los factores abióticos se han estudiado episodios erosivos en los meses posteriores a la ocurrencia del incendio (De las Heras *et al*, 1993). De acuerdo con las predicciones realizadas sobre cambio climático (IPCC, 2007) cobran especial importancia los experimentos de inducción de sequía en parcelas de regenerado natural de pino carrasco, para obtener la relación entre humedad y temperatura del suelo con la respiración del suelo y la productividad de la masa a partir

de variables ecofisiológicas (ratio fotosintético, apertura estomática, eficiencia del uso de agua, etc.), además de incluir el factor de los tratamientos silvícolas.

Sensores remotos

El tratamiento de imágenes de satélite es otro método que nos permite llevar un seguimiento en el tiempo de la evolución de las masas de pino carrasco. Mediante la evaluación de diferentes índices, tales como NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada), se pueden obtener aproximaciones cuantitativas y cualitativas de la fracción de cabida cubierta de la masa forestal, y así conocer su evolución tras el incendio. Otros índices de gran importancia son el NBR (Normalized Burn Ratio) y el dNBR (la diferencia entre el NBR antes y después del incendio) con los que podemos calcular el perímetro de la zona incendiada, y dentro de ella, clasificar diferentes zonas según la severidad del incendio (Escuin, 2007).

También han sido utilizadas para evaluar la trascendencia de la recurrencia de los incendios en la resiliencia de la masa regenerada. Mediante el cociente del promedio del índice NDVI de la zona quemada y el índice NDVI de una zona control no quemada, en un intervalo de tiempo definido, se obtienen los datos de resiliencia (Díaz-Delgado, 2003).

Fotointerpretación

Mediante la técnica de la fotointerpretación, proceso por el cual se obtiene información contenida en fotografías aéreas, también es posible conseguir información referente a la evolución en el tiempo de las masas forestales. Para la regeneración de pinares de pino carrasco en la zona del mediterráneo español se complementa la fotointerpretación de fotogramas aéreos con el tratamiento de las coberturas de usos del suelo mediante sistemas de información geográfica, consiguiendo como resultado la identificación de los procesos de evolución que afectan a las masas leñosas, tales como mantenimiento, densificación, aclarado,

repoblación, forestación, intensificación, matorralización, urbanización, fragmentación, empedramiento, inundación, adhesamiento y desertificación (García del Barro, 2001).

Es una técnica realmente útil para realizar un estudio diacrónico de una masa forestal cuando no se tienen datos históricos, ya que en el caso de que existan vuelos, la fotografía aérea es una fuente fiable para la interpretación de algunos datos.

Los primeros proyectos del IFN, como el IFN1 (1966-1975) o el IFN2 (1986-1986) se ayudaban de esta técnica para identificar zonas de vegetación, calcular áreas forestales y establecer las parcelas permanentes.

Serán de mayor utilidad unas técnicas de seguimiento u otras, dependiendo de la escala tanto temporal como espacial del estudio, con las ventajas e inconvenientes que cada una de ellas conlleva. La fotointerpretación y los sensores remotos serán de utilidad en estudios históricos, en el caso de que existan imágenes de la superficie y del año a estudiar, así como en estudios de una gran amplitud espacial, ya que se controla de una manera fácil una gran superficie. La desventaja de estos

métodos será principalmente el ruido generado, principalmente de origen atmosférico (Chavez, 1988; Kaufman, 1989; Guanter, 2003), las variaciones fenológicas de la masa según la estación en la que se haya realizado la captura (Paruelo, 2008), y la limitación en la obtención de parámetros no visuales o no espectrales.

La monitorización de parcelas in-situ tiene como ventaja, con respecto a los otros métodos, el facilitar una información espacialmente puntual, y permitir el seguimiento en el tiempo de multitud de factores. Una desventaja de este método es la necesidad mantenerlas a largo plazo, con los costes de mantenimiento que conllevan (Gadow *et al*, 1999).

5. Agradecimientos

A los Programas Nacionales en I+D AGL2008-03602/FOR y CONSOLIDER-INGENIO 2010: Los montes españoles y el cambio global: amenazas y oportunidades (MONTES), CSD 2008-00040, como al Programa Regional de Investigación Regional de Castilla-La Mancha (P01109-0096-3367) cuyos fondos hacen posible la continuación de estos trabajos de investigación.

6. Referencias bibliográficas

- Alía, R. García del Barrio, J.M. Iglesias, S. Mancha, J.A. de Miguel, J. Nicolás, J.L. Pérez, F. Sánchez, D. 2009. Regiones de Procedencia de especies forestales en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 363 p.
- Alfaro-Sánchez R., De Las Heras J., Moya D., López Serrano F.R., Hedo, J., Hernández-Tecles, E. J., González-Jiménez, J.L. 2011 Thinning post fire regenerated Aleppo pine stands in the short time reduces Carbon Storage. Abstract Book Medpine 4: 4th International Conference on Mediterranean Pines, Avignon, France.
- Broncano, M.J., Retana, J. 1997. Importancia de la depredación de semillas en la regeneración post-incendio del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.). En: F. Puertas y M. Rivas (eds.), Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso y del II Congreso Forestal Español-IRATI 97, 2CFE05-014-T5: 85-89. Gráficas Pamplona. Pamplona II Congreso Forestal Español.
- Broncano, M.J., Riba, M., Retana, J. 1998. Seed germination and seedling performance of two Mediterranean tree species, holm oak (*Quercus ilex* L.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.): a multifactor experimental approach. *Plant Ecology* 138 (1):17-26.
- Ceballos, I. 1960. Repoblación forestal española en los últimos veinte años (1940-1960). *Estudios Geográficos* 21, 497-507.
- Chavez, Pat S. Jr., An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data, *Remote Sensing of Environment*, Volume 24, Issue 3, April 1988, Pages 459-479, ISSN 0034-4257, DOI: 10.1016/0034-4257(88)90019-3.
- Christensen, N.L. 1981. Fire regimes in southeastern regimes, in: Mooney, H.D., Christensen, N.L., Lotan, J.E. and Reiners, W.A (Eds), *Fire regimes and ecosystem properties*, USDA General Technical report WO-26, pp 112-136.
- Cortina, J. Valdecantos, A. Fuentes, D. Casanova, G; Vallejo, V.R. Díaz Bertrana, J.M. Llavador, F. Ruano, R. 2001. El uso de biosólidos en el sector forestal valenciano. *Foresta* 13: 64-69.
- Cortina, J. Vallejo, V.R. 1999. Restoration of Mediterranean ecosystems. En: A. Farina (ed.), *Perspectives in Ecology. A glance from the VII International Congress of Ecology*: 479-49. Backhuys Publishers, Leiden.
- Daskalakou, E.N., Thanos, C.A. 1996. Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) postfire regeneration: the role of canopy and soil seed banks. *International Journal of Wildland Fire* 6: 59-66.
- De las Heras, J., Moya, D., López-Serrano, FR, Condes, S. 2007. Reproduction of post-fire *Pinus halepensis* Mill. stands six years after silvicultural treatments. *Annals of forest Science* 64: 59-66.
- De las Heras, J., Martínez-Sánchez J., Herranz. J.M., Del Pozo, E. 1993. Erosión tras incendio en el SE de España: protección de los suelos por la cubierta vegetal colonizadora durante las primeras etapas de la sucesión. *Ecología*, Nº 7: pp 3-10. ICONA. Madrid.
- Díaz-Delgado, R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Ecosistemas Año XII* (3).
- Escuin, S., Navarro, R., Fernández, P. 2007. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing* 29(4): 1053-1073.

- Espelta, J.M., Arnan, X., Verkaik, I., Guitart, L. 2008. Evaluación ecológica de diferentes tratamientos silvícolas de mejora de la regeneración natural en zonas afectadas por incendio y sequías extremas. Modelos silvícolas en montes privados mediterráneos. Diputació de Barcelona. Colección Documentos de Trabajo. Serie Territorio 5.
- Eugenio, M. 2006. Fire recurrence effects on *Pinus halepensis* Mill. communities of Catalonia. Tesis doctoral, UAB. Barcelona
- Fady, B., Semerci, H., Vendramin, G.G. 2003. Euforgen Technical Guidelines for genetic conservation and use for Aleppo pine (*Pinus halepensis*) and Brutia pine (*Pinus brutia*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome (Italy), pp. 6.
- Ferrandis P., Martínez-Sánchez J.J., Herranz J.M., Trabaud L., 2001. Effect of competition on the root system architecture of *Pinus halepensis* Mill. and *Cistus monspeliensis* L. saplings colonizing a recently burnt area in SE Spain, in: Trabaud L., Prodon R. (Eds.), Fire and biological processes, Bakhuis Publishers, Leiden, pp. 265–276.
- Flannigan, M.D., Stocks B.J., Wotton B.M. 2000. Climate change and forest fires. *Science of The Total Environment* 262 (3): 221-229. doi:10.1016/S0048-9697(00)00524-6
- Gadow, K.v., Rojo Alboreca, A., Álvarez González, J.G., Rodríguez Soalleiro, R. 1999. Ensayos de crecimiento. Parcelas permanentes, temporales y de intervalo. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.:* n° 1 - Diciembre 1999.
- García del Barro, J.M., Bolaños, F., Ortega, M., González, S., Elena-Roselló, R. 2001. Los pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) en el paisaje mediterráneo español. Cambios en los usos del suelo y las estructura de los pinares durante el período 1956-1984. En: S.E.C.F.-Junta de Andalucía, III Congreso Forestal Español. Montes para la Sociedad del Nuevo Milenio. 3CFE01-043-T1 : 293-299. Gráficas Coria. Sevilla.
- Gil, L., Díaz-Fernández, P., Jiménez, P., Roldán, M., Alía, R., Agúndez, D., de Miguel, J., Martín, S., de Tuero, M. 1996. Regiones de procedencia de *Pinus halepensis* Mill. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid. 113 p.
- Gil, L. 2008. Pinares y rodenciales la diversidad que no se ve. Real Academia de Ingeniería. Madrid. 198 p.
- Goubitz, S., Nathan, R., Roittemberg, R., Shmida, A., Ne'eman, G. 2004. Canopy seed bank structure in relation to: fire, tree size and density. *Plant Ecology* 173: 191-201.
- González-Ochoa, A.I., López-Serrano, F.R., De las Heras, J. 2004. Does post-fire forest Management increase tree growth and cone production in *Pinus halepensis*? *Forest Ecology and Management* 188: 235-247.
- Guanter, L., J. M. Martí y J. Moreno (2003). "Algoritmo de Corrección Atmosférica de Medidas de Reflectividad Multiangulares en el Espectro Solar." *Revista Española de Teledetección*: 251-254.
- Herranz, J.M. 2000. Aspectos botánicos y ecológicos del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.). Cuadernos de la Sociedad de Ciencias Forestales 10-Acta01- 10. Pp: 13-17.
- Herranz, J.M., De las Heras, J., Martínez Sánchez, J.J., 1991. Efecto de la orientación sobre la recuperación de la vegetación natural tras el fuego en el valle del río Tus (Yeste, Albacete). *Ecoscience* 4: 86-90.
- Herranz, J.M., J. J. Martínez-Sánchez, J.J., De las Heras, J. Ferrandis, P. 1997. Efecto de la corta y extracción de madera quemada sobre la regeneración natural de *Pinus halepensis* Mill. en el valle del río Tus (Yeste, Albacete). En: F. Puertas y M. Rivas, *Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso y del II Congreso Forestal Español-IRATI* 97Pamplona.

- Herranz J.M., Martínez-Sánchez J.J., Marín A., Ferrandis P. 1997. Postfire regeneration of *Pinus halepensis* Miller in a semiarid area in Albacete province (southeastern Spain). *Ecoscience* 4: 86–90.
- IPCC. 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs.
- Kaufman, Y. J. (1989), The atmospheric effect on remote sensing and its correction, in *Theory and Applications of Optical Remote Sensing* (G. Asrar, ed.), Wiley, New York, pp. 336-428.
- Keeley JE, Pausas J.G., Rundel P.W, Bond W.J., Bradstock R.A. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science* 16. doi 10.1016/j.tplants.2011.04.002.
- Lamont, B.B. and Enright, N.J. 2000. The adaptive advantages of aerial seed banks. *Plant Species Biology* 15.
- López, C. Escribano, R. 1999. Criterios para el análisis de la vegetación en los estudios de paisaje. *Montes* 55: 44-51.
- LLoret, F. Vilà, M. 1997. Clearing of vegetation in the Mediterranean garrigue: Response after a wildfire. *Forest Ecology Management* 93: 227-234
- Martínez-Fernández, J.F., González-Barbera, G., Álvarez-Rogel, J., Bago, D., Castillo, V. 2001. Crecimiento en repoblaciones de *Pinus halepensis* Mill. en medios semiáridos: el efecto de los tratamientos de suelo y planta está influido por la variabilidad ambiental. (2001). En: S.E.C.F.-Junta de Andalucía, III Congreso Forestal Español. Montes para la Sociedad del Nuevo Milenio. 3CFE02-040-T2: 255-262. Gráficas Coria. Sevilla.
- Martínez-Sánchez J.J., Herranz J.M., Guerra J., Trabaud L. 1997. Influence of Fire on plant regeneration in *Stipa tenacissima* L. community in the Sierra Larga Mountain Range (SE Spain), *Isr. J. Plant Sci.* 45: 309–316.
- Martínez-Sánchez J., Ferrandis P., de las Heras J., Herranz J.M. 1999. Effects of burnt wood removal on the natural regeneration of *Pinus halepensis* after fire in a pine forest in Tus valley (SE Spain), *Forest Ecology Management* 123: 1–10.
- Moya, D., Espelta, J.M., Verkaik, I, López-Serrano, F.R., de las Heras, J. 2007. Tree density and site quality influence on *Pinus halepensis* Mill. reproductive characteristics after large fires. *Annals of Forest Science* 64: 649-656
- Moya, D., De las Heras, J., López-Serrano, F. R., Leone, V. 2008a. Optimal intensity and age of management in young Aleppo pine stands for post-fire resilience. *Forest Ecology and Management*, 255 (8-9): 3270-3280.
- Moya, D., Saracino, A., Salvatore, R., Lovreglio, R., De las Heras, J., Leone, V. 2008b. Anatomic basis and insulation of serotinous cones in *Pinus halepensis* Mill. *Trees-Structure and Function* 22 (4): 511-519.
- Moya, D., Espelta, J M., López-Serrano, F.R., Eugenio, M. De Las Heras, J. 2008c. Natural post-fire dynamics and serotiny in 10-year-old *Pinus halepensis* Mill. stands along a geographic gradient. *International Journal Of Wildland Fire* 17(2): 287-292.
- Moya, D., De las Heras, J., López-Serrano, F.R., Condes, S., Alberdi, I. 2009. Structural patterns and biodiversity in burned and managed Aleppo pine stands. *Plant Ecology* 200(2): 217-228. doi10.1007/s11258-008-9446-6.
- Nathan, R., Ne'eman, G. 2000. Serotiny, seed dispersal and seed predation in *Pinus halepensis*, in: Ne'eman, G. and Trabaud, L. (eds.), *Ecology, Biogeography and Man-*

- agement of *Pinus halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys publishers, Leiden, pp: 105-118.
- Paruelo, J.M. 2008. Ecosistemas 17 (3): 4-22. Septiembre 2008. Asociación de Ecología Terrestre.
- Pausas, J.G. 1999. Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. Journal of Vegetation Science 10: 717-722.
- Pausas, J.G, Gimeno, T., Vallejo, R. 2002. Fire severity and pine regeneration in the Eastern Iberian Peninsula. In: Viegas, D. (Ed), Forest Field Research & Wildland Fire Safety, Millpress, Rotterdam, pp. 580-587.
- Pausas, J.G. 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). Climatic Change 63: 337-350.
- Papió, C., Trabaud, L. 1990. Comparative study of the aerial structure of five shrubs of mediterranean shrublands. Forest Science 37(1): 146-159.
- Quezel, P. 2000. Taxonomy and biogeography of Mediterranean pines (*Pinus halepensis* and *P. brutia*), in: Ne'eman G., Trabaud L. (Eds), Ecology, Biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean basin, Backhuys publishers, Leiden, pp: 1-12.
- Riera-Mora, J. Vega-García, C. 1997. Estudio del estado de degradación de la vegetación debido a incendios forestales en el Parque Natural del Garraf (Barcelona). En: F. Puertas y M. Rivas (eds.), Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso y del II Congreso Forestal Español-IRATI 97, 2CFE05-064-T5: 377-381. Gráficas Pamplona. Pamplona II Congreso Forestal Español.
- Rivas Martínez, S. 1987. Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Ruiz de la Torre, J. 1993. 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. 2000. Botánica popular. Introducción a la Demobotánica. Fundación Conde del Valle de Salazar, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- SER. 2004. The SER international primer on ecological restoration. [http:// www.ser.org](http://www.ser.org).
- Serrada, R. 2000. Apuntes de repoblaciones forestales. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid.
- Saracino, A. and Leone, V. 1994. The Ecological role of fire in Aleppo pine forests: overview of recent research, in: Viegas, X.D. (ed.), Proceedings 2nd International Conference of Forest Fire Research, Coimbra, Elsevier, pp. 887-897.
- Tapias, R., Gil, L., Fuentes-Utrilla, P., Pardos, J.A. 2001. Canopy seed Banks in Mediterranean pines of Routh-eastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. And *P. pinea* L. Journal of Ecology 89: 629-638.
- Terradas, J. 1996. Ecología del foc. Barcelona, Proa.
- Thanos, C.A., Daskalakou, E.N., Nikolaidou, S. 1996. Early post-fire regeneration of a *Pinus halepensis* forest on Mount Párnis, Greece. Journal of Vegetation Science. 7: 273-280.
- Thanos, C.A. 2000. Ecophysiology of seed germination in *Pinus halepensis* and *P. brutia*, in: Ne'eman G., Trabaud L. (Eds), Ecology, Biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin, Backhuys Publishers, Leiden, pp: 37-50.

- Thanos, C.A., Daskalidou, E.N. 2000. Reproduction in *Pinus halepensis* and *P. brutia*, in: Ne'eman, G. and Trabaud, L. (Eds), Ecology, biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Bakhuis Publishers, Leiden, pp: 79-90.
- Trabaud, L. 1976. Inflammabilité et combustibilité des principales espèces des garrigues de la région méditerranéenne. *Oecologia Plantarum* 11 : 117-136.
- Trabaud, L., Michels, C. Grosman, J. 1985. Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. Forests, 11. Pine reconstitution after wildfire. *Forest Ecology and Management* 13: 167-179.
- Trabaud, L. 1988. Survie des jeunes plantules de pin d' Alep apparues après incendie. *Studia Oecologica* 5: 161-170.
- Turner, M., Hargrove, W.W., Gardner, R.H., Romme, W.H., 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming *Journal of Vegetation Science* 5, 731-742.
- Valdés 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.
- Verkaik, I. Espelta, J.M. 2006. Post-fire regeneration thinning, cone production, serotiny and regeneration age in *Pinus halepensis*. *Forest Ecology and Management* 231 (1-3):155-163.
- 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.