

¿QUÉ HACER DESPUÉS DEL FUEGO? PRINCIPALES RETOS Y ALGUNAS RESPUESTAS

Jorge de las Heras Ibáñez

Departamento de Producción Vegetal y Tecnología Agraria. ETSIAM. Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario. 02071-ALBACETE (España). Correo electrónico: jorge.heras@uclm.es

Resumen

Entre dejar libremente actuar a la naturaleza y la asistencia generalizada de las zonas incendiadas, caben numerosas fórmulas de actuación post-incendio que es necesario analizar. Así, resulta más conveniente abordar de manera global la cuestión “qué hacer después de un incendio” a través de intentar dar respuesta a cuestiones más concretas, que incluyen tomas de decisiones en relación a la madera quemada, evaluación de la severidad del fuego, intervenciones de emergencia, planificación de la restauración, etc. En el presente trabajo se aportan datos sobre el estado del arte de la ecología de la restauración post-incendio en el sur de Europa. Para ello, se apunta una revisión conceptual considerando la evaluación a escala puntual del regenerado post-incendio de bosques mediterráneos bajo condiciones controladas así como de los efectos del fuego, monitorización a corto/medio plazo de la regeneración natural y técnicas de asistencia a la misma, evaluación de la capacidad reproductiva de los regenerados naturales post incendio en especies resilientes y la consideración del papel de los bosques como parte fundamental del ciclo del carbono. Por último, se reflexiona sobre los retos a corto y medio plazo de la restauración y regeneración post incendio, considerando nuevos escenarios impuestos por el cambio global.

Palabras clave: *Bosque mediterráneo, Incendio forestal, Restauración, Rehabilitación*

INTRODUCCIÓN

En la Cuenca Mediterránea, los incendios se han constituido en la perturbación más frecuente en los ecosistemas mediterráneos (NAVEH, 1994; TRABAUD, 1985a,b). En las últimas décadas, se ha producido un aumento tanto del número (Figura 1; PAUSAS et al., 2008), severidad, superficie quemada y recurrencia de los incendios forestales, así como de la duración de la época de riesgo de incendio (MIRANDA, 1994).

Ello podría incluso conducir al establecimiento permanente de estadios de sucesión temprana en muchas zonas (TERRADAS, 1996), especialmente en aquellas en donde la vegetación está

peor adaptada a estos episodios (PAUSAS, 1999). Históricamente, el fuego ha sido uno de los principales factores que ha influido en la evolución y modelización del paisaje mediterráneo en todas las partes del mundo que comparten este tipo de clima (TRABAUD, 1987). Para sobrevivir en estas áreas recurrentemente afectadas por incendios, gran parte de los ecosistemas presentan adaptaciones a esta perturbación que han sido descritas por numerosos investigadores (CASAL, 1987; TRABAUD, 1987; CALVO et al., 2003).

Tras un gran incendio, la transformación del paisaje es intensa: vegetación calcinada, suelo desprotegido, modificación de los flujos de C (MORENO & OECHEL, 1994; HARDEN et al., 2000).

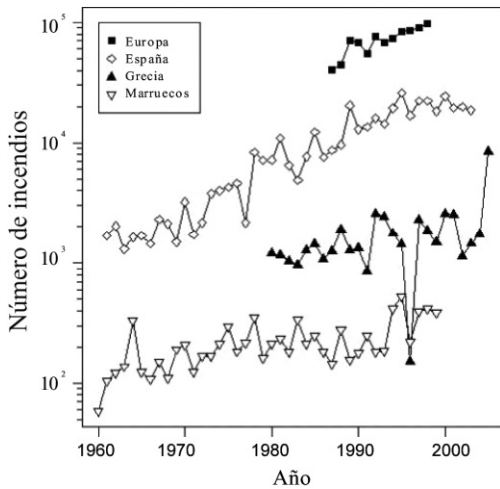


Figura 1. Evolución del número de incendios (en escala logarítmica) durante las últimas décadas en diferentes regiones mediterráneas y en Europa (Fuente: PAUSAS et al., 2008)

En este sentido, el fuego provoca una liberación repentina de gran cantidad de C a la atmósfera, actuando la comunidad vegetal en primera instancia como una fuente de CO₂ (BERINGER et al., 2003). Esta emisión neta inicial se irá equilibrando según madura la comunidad que se regenera tras el incendio, aunque la tasa de cambio y el balance neto variarán en función de un amplio conjunto de variables ambientales, como son: el clima, tipo de vegetación, etc. (LITTON et al., 2003; OBRIST et al., 2003). A las pérdidas de biomasa por combustión se suman las pérdidas por los procesos de descomposición y respiración en el suelo (AMIRO 2001; AMIRO et al., 2003; ANDERSSON et al., 2004; ASENSIO et al., 2007). Estas pérdidas están poco estudiadas en general y más aún para el caso de los ecosistemas mediterráneos, de los que no existen hasta el momento valores significativos obtenidos a partir de datos empíricos. Transcurrido cierto tiempo, es de esperar que el conjunto de la comunidad pase a comportarse como un sumidero de C debido al predominio de los procesos de crecimiento y desarrollo de la vegetación frente a los de descomposición (LITVAK, 2003; SANTOS et al., 2003). El período de tiempo necesario para que este cambio se produzca, así como la capacidad de la comunidad para retener CO₂ atmosférico, condicionará la capacidad de la comunidad para compensar las pérdidas ocurridas durante el incendio.

Tal y como se ha mencionado anteriormente, las comunidades vegetales mediterráneas han

desarrollado estrategias adaptativas para sobrevivir a los efectos del fuego, tales como la capacidad de rebrote, resistencia al fuego o almacenamiento de semillas para germinación (PAUSAS et al., 2004). Así, *Pinus halepensis* y *P. pinaster* son especies de reproducción sexual obligada (TRABAUD et al., 1985b) y serótina, presentando la capacidad de retrasar la dispersión de sus semillas y constituyendo bancos aéreos de las mismas almacenados en conos que no se abren en las condiciones ambientales normales. Esta es una de las causas de la apertura de los conos a altas temperaturas y baja humedad relativa (NATHAN & NE'EMAN, 2004), condiciones propias de un incendio. La serotinia o bradicoria (THANOS & DASKALAKOU, 2000; THANOS, 2000; NEEMAN et al., 2004), unida a su floración precoz constituye la principal estrategia de estas especies frente al fuego (TAPIAS et al., 2001). Sin embargo, existen otras como el pino laricio (*P. nigra*) o el pino silvestre (*P. sylvestris*) que no presentan estas adaptaciones pese a ser germinadoras estrictas, con muy baja resistencia de las semillas al fuego, incluso a temperaturas moderadas (ESCUDERO et al., 1997; SKORDILIS & THANOS, 1997; HABROUK et al., 1999; ORDÓÑEZ, 2004) de manera que, debido a la temprana liberación de sus semillas, a finales de invierno y principios de primavera (SKORDILIS & THANOS, 1997), no son capaces de mantener un banco de semillas estable después de los incendios forestales, que suelen ocurrir casi siempre en verano (HABROUK et al., 1999). Por

estas razones, la regeneración inicial post-incendio es casi nula en estos pinares (TRABAUD & CAMPANT, 1991; RETANA et al., 2002), y por lo tanto la regeneración natural depende completamente de la dispersión de nuevas semillas procedentes de los árboles vivos de los márgenes del incendio o desde los árboles supervivientes en agrupaciones aisladas que hayan podido sobrevivir en medio de la matriz quemada. Para el caso de especies de pino bien adaptadas al fuego, como es el caso de *P. pinaster*, algunos autores apuntan a la necesidad de integrar el uso activo del fuego en el manejo de pinares localizados en zonas de incendios recurrentes como medida preventiva ante la ocurrencia de incendios de alta severidad (FERNANDES & RIGOLOTT, 2007).

A modo de resumen, para el caso de los pinares españoles se reconocen cuatro grupos que abarcan distintas estrategias frente al fuego (TAPIAS et al., 2004).

1. Especies de floración temprana y serotinia, con marcada capacidad de supervivencia tras fuegos de copas así como de alcanzar un elevado éxito en el reclutamiento post-incendio (*Pinus halepensis* y *P. pinaster*). En el caso del pino rodeno, se han descrito poblaciones con elevada serotinia y corteza delgada, hecho que se ha interpretado como una adaptación a la recurrencia de fuegos de copa. Por el contrario, se han descrito poblaciones de árboles con muy escasa serotinia y corteza más gruesa que pudieran corresponder a una adaptación a fuegos de superficie.
2. Floración tardía y ausencia de serotinia (*P. nigra*, *P. sylvestris* y *P. uncinata*), lo cual apunta a una escasa resiliencia ante el fuego.
3. Capacidad de rebrote (*P. canariensis*), de elevada adaptación al fuego.
4. Pinos de grandes semillas, poco resistentes a incendios de alta intensidad (*P. pinea*).

A partir del conocimiento de la dinámica post-incendio de los bosques mediterráneos es posible establecer una serie de resultados que determinan comportamientos generales que habrán de tomarse en consideración a la hora de elaborar una estrategia para la regeneración vegetal tras el fuego, como son:

- La mayor parte de las formaciones de matorral, especialmente aquellas de distribución costera, y la mayoría de bosques de fagáceas

(robledales, alcornocales, encinares, coscojares, etc.) son capaces de responder adecuadamente a los regímenes actuales de incendios, no habiéndose constatado cambios drásticos en la composición específica y la dominancia, siendo más sensibles a las perturbaciones humanas (desmonte, la tala, el pastoreo excesivo, urbanizado) que al fuego.

- Los ecosistemas más sensibles al fuego son los pinares, especialmente teniendo en cuenta los regímenes de incendios de copas observados en las últimas décadas (intervalos de incendios y la reducción de los incendios que se producen en zonas de alta montaña que no estaban tradicionalmente sujetas a este tipo de fuego), muchos de estos pinares están siendo invadidos por matorrales, tras incendio.
- Los bosques formados por especies que carecen de mecanismos de regeneración post-incendio (por ejemplo, *Pinus nigra*, *P. sylvestris*) han aumentado su superficie en los últimos años y los incendios de copa están afectando el área montana (sub-Mediterráneo), donde no eran abundantes en el pasado.
- La política tradicional de los bosques en la Cuenca Mediterránea, por lo general sobre la base de modelos centroeuropeos, ha sido la de fomentar la extensión de pinares monoespecíficos. Algunos de estos bosques de pinos son muy inflamables, ya que consisten en masas densas de pinos con ramas a lo largo del tronco (*Pinus halepensis*, *P. brutia*), y sometidos a escasos tratamientos selvícolas, facilitando así grandes e intensos incendios de copa.

Tanto las diferentes adaptaciones de las especies forestales germinadoras y rebrotadoras, como posibles los efectos del cambio climático en la distribución de estas especies y en la recurrencia del fuego, hace necesario revisar los fundamentos ecológicos para una eficaz gestión de las zonas quemadas.

LA GESTIÓN POST-INCENDIO

Los incendios forestales no son sólo un problema ambiental, sino que presentan una importante dimensión social ya que afectan a millones de personas, producen fuertes impactos económicos y llegan a causar incluso la muerte de per-

sonas. Así, el episodio de incendios que afectó extensas áreas forestales de Portugal en 2005 causó daños por valor de más de 800 millones de euros y se cobró un total de 13 vidas. Los grandes incendios que afectaron Grecia durante el verano de 2007 causaron 64 muertes y daños estimados en más de 5 mil millones de euros. Con respecto al componente social de los incendios forestales, es subrayado por el hecho que aproximadamente el 90% de incendios forestales en Europa es causado por personas (VÉLEZ, 2009). El incremento de la preocupación pública por los incendios también han impulsado a las agencias responsables de su gestión a desarrollarse cada vez más a través de la puesta en marcha de políticas adecuadas y medidas del manejo post incendio a niveles diferentes. El objetivo principal de las mismas han sido minimizar los impactos ambientales, económicos y sociales negativos de incendios forestales (UE, 2005) y la realización de tales medidas requiere la inversión sustancial de recursos financieros, humanos y organizativos, que deben ser justificables y eficientes. Sin embargo, como cualquier otro tipo de administración de recursos, también el manejo tras el fuego debería estar basado en tres pilares principales: ecología, economía y aspectos sociales. Tratando de simplificar los papeles de los tres pilares, se podría decir que las características ecológicas de un área pueden indicar su estado actual, vulnerabilidad a impactos diferentes y limitaciones potenciales en el desarrollo de objetivos del manejo y aplicabilidad de prácticas del mismo. La economía puede ayudar a evaluar la eficacia y distribución (equidad) de alternativas diferentes de la gestión. Finalmente, la consideración de los aspectos sociales facilitará la identificación de grupos relevantes, sus necesidades y preferencias, conflictos potenciales, tradiciones, sistema institucional y admisibilidad de ciertas medidas de la gestión. Por lo tanto, la limitación de decisiones en uno sólo de los pilares mencionados puede poner en peligro el éxito y la eficacia de las medidas de manejo puestas en práctica.

Para llevar a cabo una gestión adecuada tras el fuego, es necesario tener en cuenta del objetivo último de la misma, para lo cual es necesario considerar si se trata de una *restauración*, una *rehabilitación* o un *reemplazamiento* de los sis-

temas forestales afectados (MOREIRA et al., 2012). Se entiende por restauración el *proceso por el cual se asiste a la recuperación de un ecosistema degradado, dañado o destruido*. Esta definición es aplicable a bosques nativos y trata de reconducir al mismo a sus condiciones primitivas, lo cual es especialmente dificultoso en el caso de ecosistemas mediterráneos, alterados por el hombre desde hace miles de años. En el caso del manejo de zonas incendiadas, los objetivos pueden no incluir restauración completa, especialmente si se desea cambiar el tipo de ecosistema que se quemó (debido a que no presentaba valores de conservación o porque se intenta reducir el combustible en una zona, etc). La rehabilitación difiere de la restauración en que hace hincapié en la reparación de procesos ecosistémicos, productividad y servicios, pero no necesariamente en términos de composición específica o de estructura de la comunidad. En el caso del reemplazamiento o redistribución (ARONSON et al. 1993), el objetivo es construir un nuevo ecosistema más productivo y a menudo más simple que el original. Así, la restauración forestal es un concepto global que puede tener diferentes grados e intensidades de intervención, dependiendo del estadio de degradación del bosque y de los objetivos de manejo considerados. En el pasado, la restauración forestal ha sido interpretada la mayoría de las veces con plantación de árboles (reforestación). Hoy en día, este punto de vista ha sido reemplazado por otro más holístico, que considera un amplio rango de alternativas.

En este artículo, se analizan distintos aspectos de la ecología post-incendio de bosques mediterráneos, haciendo especial hincapié en aquellos resultados obtenidos en experiencias realizadas durante los últimos años en España, así como en otros países de la Cuenca Mediterránea. Por otro lado se aborda el reto de qué hacer después del fuego teniendo en cuenta aspectos parciales del problema, tales como: el manejo de la madera quemada, la evaluación de la severidad del fuego así como sus efectos, la selección de medidas de actuaciones de emergencia, la planificación de la restauración, etc. Para ello, se establece una revisión a tres escalas: Evaluación a *escala puntual* o *experimental* del regenerado post-incendio en pinares medite-

rráneos bajo condiciones controladas; cuantificación a escala local y a corto/medio plazo de los depósitos de carbono y la capacidad reproductiva de los regenerados naturales post incendio en especies resilientes y estudios a *escala territorial* con consideración de gradientes de precipitación. Por último, se cuestiona sobre los retos a corto y medio plazo de la restauración y regeneración post incendio, considerando nuevos escenarios impuestos por el cambio global y, en especial, el cambio climático.

Evaluación de los impactos

Una de las primeras tareas a realizar tras un incendio consiste en la evaluación de los daños, determinando el perímetro del mismo, la superficie exacta afectada y la severidad del mismo. Los mapas de severidad de incendios son herramientas críticas para la evaluación de los efectos post-incendio y diseñar actividades de mitigación. Sin embargo, la evaluación de la severidad del fuego conlleva muchos problemas que limitan su aplicación. Estos problemas se dividen en tres categorías generales: Su aplicación; problemas con la definición y su uso en ecología del fuego. Su medición; problemas logísticos con la cuantificación de la severidad del fuego. Por último, el fundamento ecológico; problemas con las bases ecológicas del concepto de la severidad del fuego. Como se indica en JAIN *et al.* (2004) severidad del fuego es un concepto amplio que se aplica a una amplia variedad de efectos del incendio, por lo que su interpretación y el uso son altamente subjetivos y ambiguos. Así, parece que la estimación del grado de severidad de un incendio depende de los ojos del evaluador, ya

sea a nivel de suelo o desde el cielo con sensores remotos. Varios trabajos recientes han sugerido sustituir los términos *intensidad del fuego* por *severidad del fuego* ya que el primero se usa a veces incorrectamente para describir los efectos del fuego, cuando en realidad debe circunscribirse a la cuantificación de la energía liberada (KEELEY, 2009). El concepto *severidad del fuego*, incluye los efectos sobre los ecosistemas así como sus respuestas: la erosión del suelo, la regeneración de la vegetación, la restauración de la estructura de la comunidad, la recolonización de fauna, y una todas aquellas variables de respuesta relacionadas. Aunque algunas respuestas de los ecosistemas están correlacionadas con la intensidad del fuego, muchos procesos importantes de los ecosistemas, o no han podido ser predichos por los índices de severidad o no han demostrado estar correlacionados para algunos tipos de vegetación (Figura 2). Este es un tema crítico porque la intensidad del fuego o la gravedad del incendio son parámetros fácilmente medibles, tanto en el suelo o utilizando la teledetección. Sin embargo, las respuestas de los ecosistemas representan un mayor interés en el contexto de la gestión post-incendio. Por otro lado, es importante considerar el valor en la regeneración post-incendio que de “islas” no quemadas que pueden permanecer tras grandes incendios (ROMÁN-CUESTA *et al.*, 2009).

Próximo al concepto de severidad se encuentra el de *vulnerabilidad*. Una de las tareas a realizar a priori consiste en llevar a cabo un estudio cartográfico del grado de vulnerabilidad de los ecosistemas ante el fuego. Un ejemplo de ello está en el trabajo de ALLOZA & VALLEJO

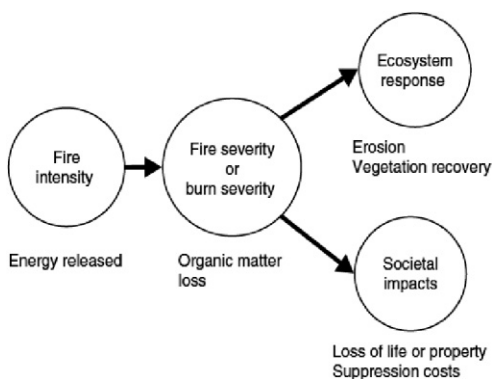


Figura 2. Representación esquemática en la que se relaciona la emisión de energía a partir de un incendio (Intensidad del incendio), el impacto medido en función de la pérdida de materia orgánica del suelo (severidad del incendio) y las respuestas de los ecosistemas así como los impactos sociales (de KEELEY, 2009)

(2006) para la región de Valencia, en el que a partir de un Sistema de Información Geográfica, han desarrollado un mapa de áreas vulnerables basado en la evaluación conjunta del potencial regenerativo de la vegetación y el riesgo de degradación tras el fuego. La capacidad de regeneración está basada en la combinación del potencial de autosucesión y el grado de recubrimiento de la vegetación, que determinará la velocidad de recuperación de la cobertura suficiente para proteger el suelo de la erosión. El riesgo de degradación se estimó a partir del potencial de erosión más el riesgo de sequía. La elaboración de estos mapas de vulnerabilidad permite la identificación de áreas prioritarias para la intervención tras incendio, por lo que pese a tratarse de una tarea a priori, puede ser de gran utilidad para la gestión post-incendio.

En otros estudios se ha incluido el concepto de “hotspots” como aquellos puntos más vulnerables ante el fuego (ARIANOUTSOU *et al.*, 2011). Para su determinación, se han considerado, además de las variables anteriores, otras tales como la historia del régimen de incendios, tipo de roca madre, densidad de la masa arbórea, etc.

Por otra parte el estudio de la *resiliencia* o capacidad de recuperación de las comunidades forma parte de la evaluación de la *vulnerabilidad*, dado que vulnerabilidad engloba los conceptos de *exposición* a la perturbación, *sensibilidad* del sistema, y *capacidad de adaptación*. El concepto de resiliencia se define como *la capacidad de un ecosistema para retornar a las condiciones previas a la perturbación* (FOX & FOX, 1986), y dicho concepto ha sido aplicado también dentro del contexto de la ecología del fuego (KEELEY, 2009). En otra acepción del término, resiliencia sería la capacidad de un bosque para continuar proporcionando la mayoría o todos los bienes y servicios ecosistémicos, incluso si la composición y estructura del bosque ha sido permanentemente alterada por las perturbaciones (THOMPSON & SPIES, 2010); así como para un parámetro determinado la resiliencia también la podemos entender como el ratio existente entre las medidas post-perturbación y pre-perturbación de dicho parámetro (TILMAN & DOWNING, 1994). La resiliencia, vendrá condicionada, por tanto, por el conjunto y efectividad de las adaptaciones del ecosistema ante la perturbación.

La cuantificación de la resiliencia conlleva ciertas dificultades inherentes a la ambigüedad del concepto, ya que puede ser interpretada de diferentes maneras, teniendo en cuenta el tiempo estimado para alcanzar el estado previo, la composición de la vegetación antes o después de la perturbación, o la continuidad de las funciones y procesos, bienes y servicios ecosistémicos. A modo de resumen de los factores que se han tenido en cuenta en el estudio de la resiliencia destacan los siguientes:

Condiciones post-perturbación:

- Variables climáticas

Calidad de sitio:

- Latitud y altitud.
- Usos del suelo, fragmentación.
- Tipo de suelo

Características regenerativas:

- Especies serótinas *vs* no serótinas *vs* rebrotadoras.

Tamaño de la comunidad:

- Superficie del incendio.

Exposición histórica de la masa (afecta a la capacidad de resiliencia):

- Recurrencia de incendios (a mayor recurrencia menor resiliencia, DÍAZ-DELGADO, 2001).

Para la estimación del grado de vulnerabilidad y de la resiliencia de los bosques ante el fuego, así como para estimar la severidad del mismo, es necesario llevar a cabo estudios a escala de paisaje en los que la utilización de sensores remotos se encuentra cada vez más extendida, tal y como se refleja más adelante. Con estas herramientas es posible definir funciones que expresan la evolución de la vegetación tras el fuego y elaborar modelos de respuesta de la misma, comparándola con la dinámica de la vegetación no perturbada (Figura 3).

El manejo de la zona incendiada. Algunas decisiones a adoptar

Una vez evaluada la severidad del incendio, es necesario elaborar un plan de restauración del mismo. En este sentido, es necesario diferenciar entre *restauración activa, pasiva y asistida*. La primera incluye técnicas de plantación y siembra, normalmente costosas y que requieren la preparación del sitio, equipamiento, personal, plántulas, transporte, fertilizantes en algunos casos, etc. (MOREIRA *et al.*, 2009). La supervivencia de las

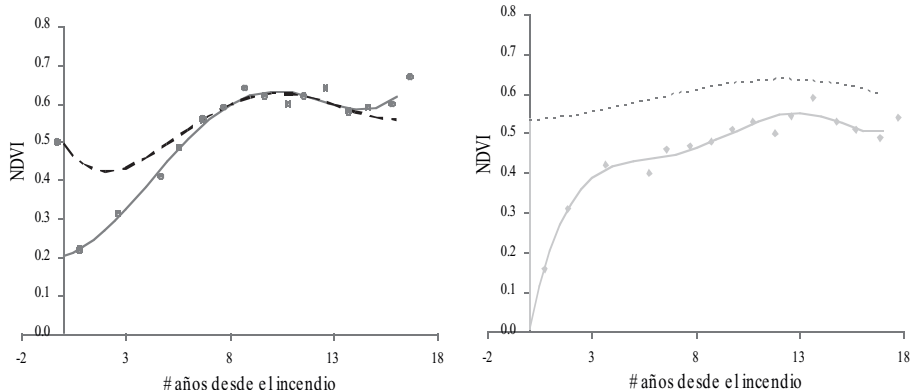


Figura 3. Definición de funciones analíticas (continuas) de la evolución de la vegetación quemada y no quemada a partir del tiempo transcurrido desde el incendio y de la cantidad de vegetación previa al incendio. Estas funciones son específicas para cada tipo de vegetación en cada incendio

plántulas es variable y a menudo muy baja en el caso de árboles caducifolios (PAUSAS *et al.*, 2004). La siembra directa normalmente tiene menores costes pero a menudo sólo una baja proporción de semillas llega a germinar. En este sentido, la predación por aves, micromamíferos e insectos, es un factor a tener muy en cuenta (ANDERSEN, 1989).

La *restauración pasiva* se fundamenta en la protección del área ante nuevas perturbaciones y en dejar a la naturaleza actuar (LAMB & GILMOUR, 2003). Esta regeneración de la cubierta vegetal puede ocurrir a través de la germinación de semillas presentes en el banco edáfico o aéreo no destruido por el fuego, o a través del rebrote de tallos, tocones y raíces. Estadios más avanzados en el manejo de la regeneración natural implican introducir técnicas de *restauración asistida*, que incluyen resalveos, podas, clareos, rozas, etc. Los ecosistemas mediterráneos son altamente resilientes ante los incendios forestales cuando están dominados por especies arbóreas y arbustivas, de manera que sus adaptaciones pueden ser utilizadas en la restauración post-incendio, especialmente en técnicas de ayuda a la regeneración natural, lo cual derivará en reducción de costes y un mayor éxito en los objetivos marcados (MOREIRA & VALLEJO, 2009).

El manejo de la madera quemada

Independientemente del valor de la madera quemada, su gestión una vez ocurrido el incendio puede tener un profundo efecto sobre la capacidad de regeneración de la vegetación,

sobre riesgos futuros (erosión, plagas, riesgo de incendio), y sobre un amplio conjunto de bienes y servicios, incluidos los propios costes económicos de la gestión (LINDENMAYER *et al.*, 2008). Tal y como apunta MARAÑÓN-JIMÉNEZ (2011), durante las primeras etapas de establecimiento de un bosque, las plántulas dependen fundamentalmente de los nutrientes existentes en el suelo para su crecimiento y desarrollo, mientras que a medida que se cierra el dosel arbóreo las demandas se satisfacen mediante una mayor proporción de reciclaje interno y retranslocación de nutrientes (IMBERT *et al.*, 2004). Por ello, la disponibilidad de nutrientes en el suelo en proporciones adecuadas resulta especialmente clave durante las primeras etapas de la sucesión ecológica. Esta condición es particularmente limitante en ecosistemas de montaña mediterránea, cuyos suelos se encuentran frecuentemente poco desarrollados y son pobres en nutrientes (COSTA-TENORIO *et al.*, 1998; SARDANS *et al.*, 2005). En el caso de masas forestales, la extracción de la madera quemada provoca significativas pérdidas (en términos de biomasa) de estructuras biológicas, con un profundo efecto sobre la dinámica natural del ecosistema. La madera quemada puede reducir la erosión del suelo, enriquecerlo en nutrientes, incrementar la biodiversidad del sistema, o incrementar la tasa de regeneración al favorecer la entrada de semillas por los dispersores o por proteger plántulas y rebrotes ante condiciones climáticas adversas

(sequía estival) o contra la herbivoría por ungulados (LINDENMAYER *et al.*, 2008; CASTRO *et al.*, 2011). Desde esta perspectiva se han acumulado en la última década cuantiosas evidencias que apoyan una gestión post-incendio que considere a la madera quemada como un elemento clave para la regeneración o restauración del ecosistema (DONATO *et al.*, 2006; LINDENMAYER *et al.*, 2008). No obstante, para el manejo es necesario tener en cuenta otros factores como el riesgo de caída de árboles (especialmente en sendas, caminos, y otros sitios transitados), la accesibilidad al área en caso de necesidad urgente (por ejemplo reincidencia del fuego), así como el riesgo de plagas derivado de árboles parcialmente dañados por el fuego y debilitados (CASTRO *et al.*, 2011).

El conjunto de resultados experimentales y observaciones con respecto al ataque de insectos perforadores, parecen sugerir que poseen cierta capacidad para colonizar la madera quemada (VALLEJO *et al.*, 2009), aunque esta cuestión no está bien determinada. Así, se ha podido constatar que los daños producidos por el fuego afectan a la composición terpénica de la oleoresina de los pinos y, como consecuencia, alteran la respuesta de atracción primaria de algunas especies de escolítidos. Los terpenos producidos en los árboles quemados son candidatos potenciales para actuar como señales de atracción primaria para escolítidos. El que la mayor producción de terpenos se produzca en los árboles menos afectados, señala a estos pies como los elementos de mayor riesgo en un área quemada. Por otro lado, la eficacia de la extracción de la madera como medida preventiva contra las plagas de escolítidos se limita a los 6-9 primeros meses tras el incendio, si bien debe tenerse en cuenta que este periodo es el de máximo riesgo de degradación y erosión del suelo por lo que deben sopesarse adecuadamente las condiciones ambientales y las prioridades en cada zona. Por todo lo anteriormente expuesto, cada vez es mayor el consenso hacia la recomendación de una *extracción selectiva*, prionizando a los árboles parcialmente afectados por el fuego en caso de riesgo de plaga de escolítidos, evitando las áreas más sensibles y de mayor riesgo de erosión e incluyendo medidas correctoras en los casos de riesgo. La extracción de madera quemada debe realizarse de manera heterogénea, permitiendo un

mosaico de rodales con diferentes escalas de actuación a este nivel (VALLEJO *et al.*, 2009).

Actuaciones de emergencia

La degradación del suelo y el riesgo de erosión pueden ser favorecidos significativamente por los incendios forestales a través de la combinación del efecto directo del calor y la pérdida temporal de la cobertura vegetal (VALLEJO, 1999). La pérdida de suelos puede ser irreversible, ya que el ratio de neoformación de suelo en zonas de clima mediterráneo es muy baja (WAKATSUKI & RASYIDIN, 1992), por lo que la protección del suelo debe ser objetivo prioritario en el manejo post-incendio.

En este sentido, la severidad del incendio, una vez más, juega un papel fundamental a la hora de determinar las áreas donde actuar y qué tipo de actuaciones llevar a cabo. En el sur de Europa, la época de lluvias torrenciales generalmente tiene lugar al final del verano, coincidiendo con el fin del periodo de incendios, por lo que el riesgo de pérdida de suelos es muy alto, decreciendo a medida que se va revegetando la zona incendiada. Precisamente por ello, las medidas de emergencia, relacionadas en el protocolo BAER (Burned Area Emergency Rehabilitation) del US Forest Service (ROBICHAUD *et al.*, 2000) son especialmente aconsejables en aquellas zonas que presentan un mayor riesgo de erosión durante las primeras semanas tras el fuego y éstas deben ser especialmente efectivas (VALLEJO *et al.*, 2012). Una descripción de las principales medidas de emergencia post-incendio puede consultarse en NAPPER (2006). Entre las más utilizadas, cabe destacarse las siguientes:

- *Tratamientos sobre el terreno.* Estabilizan áreas quemadas mediante la prevención o la reducción de efectos adversos de los incendios. Fomentan la recuperación, proporcionando cobertura del suelo, la reducción de la erosión, atrapando los sedimentos y reduciendo la sedimentación, y/o la repelencia al agua y la mejora de la infiltración. También mantienen la integridad de los ecosistemas mediante la prevención de la expansión de especies no deseadas. Dentro de estos tratamientos, se incluyen:
 - Mulching con material vegetal y aplicación terrestre o aérea

- Barreras de erosión para reducir la longitud de la pendiente
 - Escarificación del suelo para aumentar infiltración
 - Dispersión de residuos de corta
 - Control manual o mecánico de especies invasivas
 - Estabilización de hábitats críticos
 - Estabilización de materiales peligrosos
 - Estabilización de zonas de valor social o económico especial
- *Tratamientos sobre canales.* Reducen o mitigan el efecto del incendio sobre la calidad del agua, pérdida de control del agua, disminución de la velocidad del agua, las trampas de sedimentos, y mantenimiento de las características del canal. En este grupo de medidas, se pueden destacar:
- Estabilizadores del canal
 - Presas
 - Microcuencas de sedimentos
 - Limpieza de canales existentes
 - Reforzamiento y recrecimiento de canales
- *Tratamientos sobre sendas, caminos y vías.* Mitigan los efectos del incendio en el transporte y acceso al área afectada y reducen los efectos de la erosión.
- *Tratamientos de protección y seguridad.* Incluyen la señalización de posibles peligros, alertas frente a riesgos de avenidas, corrimiento de tierras, limitaciones de acceso al público, etc.

Siguiendo el protocolo BAER, las medidas de emergencia más importantes son aquellas que consideran los efectos de la severidad del fuego, la presencia de suelos hidrofóbicos, el mapeo de una cubierta del suelo efectiva, el riesgo de movimiento de tierras, el seguimiento de la estabilidad de los cursos de agua naturales, la erosión potencial y la sedimentación, el deterioro de la calidad del agua y el estado de las infraestructuras. De la relación de actuaciones y técnicas de BAER, Las más empleadas, incluyen el mulching, barreras contra la erosión con residuos vegetales, escarificación del suelo, distribución de restos de corta, plantaciones y siembra directa, control de especies invasivas y protección de hábitats especiales. Según VALLEJO et al. (2012), la mayoría de las técnicas de prevención de la erosión (en especial aquellas

que tienen que ver con la deposición de residuos en el suelo, combinada con la siembra de herbáceas) debe llevarse a cabo antes de las lluvias torrenciales de otoño, de manera que la detección de las áreas con mayor riesgo de erosión han de ser caracterizadas y perimetradas de manera inmediata al incendio. Los efectos sobre el suelo de las barreras de troncos y ramas sobre la erosión en pinares incendiados mediterráneos no han sido todavía suficientemente estudiados, de manera que no es posible determinar su eficacia real para tal fin.

La planificación de la restauración a medio y largo plazo

Una vez que se han llevado a cabo las actuaciones de emergencia necesarias, es necesario elaborar un plan preciso de la restauración de la zona incendiada a un plazo más largo. Es en el plan de restauración donde se debe decidir sobre aspectos relacionados con la facilitación de la regeneración natural, conversión a otros tipos forestales, reforestación, plantación y manejo del paisaje para promover cubiertas vegetales específicas. Para ello, es necesario monitorizar y evaluar la zona incendiada, evaluando en cada momento si los objetivos se cumplen (CORONA et al., 2003).

El planeamiento e implementación de acciones en áreas quemadas ha de ser enmarcado espacialmente de acuerdo con la superficie afectada, variabilidad detectada en cuanto a severidad, diversidad de relieves, vegetación preexistente, etc. En este sentido, se pueden establecer dos niveles que se complementan, la planificación a escala de bosque y la planificación a escala de paisaje.

Planificación a escala de bosque.

Hay tres opciones a considerar a esta escala. En primer lugar cabe la opción del manejo del área afectada a través de la regeneración natural, o lo que coloquialmente se conoce como “dejar a la naturaleza trabajar” (*restauración pasiva*). La exclusión o restricción de ciertas actividades o usos (pastoreo, por ejemplo) durante algunos años y la implementación de medidas para prevenir futuros eventos degradativos es, a menudo suficiente, para asegurar la regeneración post-incendio, si se trata de bosques de elevado grado de resiliencia. Varios estudios en nuestro país muestran que en las masas de pino carrasco regeneradas tras incendio, la mayoría de sus

conos son serótimos (TAPIAS *et al.*, 2001). Además, hay que tener en cuenta que no todos los conos contienen semillas fértiles y que hay un umbral de polinización por debajo del cual las piñas no son viables (GOUBITZ *et al.*, 2002). Según NATHAN *et al.* (1999) la apertura de los conos puede ocurrir también con fenómenos de altas temperaturas, fuertes vientos y sequías, y no exclusivamente por efecto del fuego. La apertura de los conos se produce gradualmente durante los 2-3 primeros días siguientes al incendio o alteración (SARACINO *et al.*, 1997), produciéndose la liberación de una mayor cantidad de semillas que en periodos sin incendio. Así, tras un incendio, se produce una apertura de los conos serótimos que induce a una liberación masiva de semillas concentrada en el tiempo. Estas semillas dispersadas tras un incendio tienen mejores cualidades biológicas que las liberadas en periodos sin incendio: mayor número de semillas sanas, mayor peso de semillas y altos valores de germinación (SARACINO & LEONE, 1994). Con esta concentración de la dispersión de semillas en el tiempo se evitan las pérdidas totales de regenerado por predación (LAMONT & ENRIGHT, 2000). Todo ello actúa de forma sinérgica para asegurar la regeneración siempre que se cuente con el suficiente número de semillas almacenado en la copa. Se ha estimado que son necesarias 100 semillas para conseguir el desarrollo de un árbol adulto tras el incendio (ENRIGHT *et al.*, 1996), para el caso del pino carrasco, dependiendo exclusivamente de las semillas dispersadas originadas por el banco aéreo (TRABAUD, 1987). Se ha calculado con modelos matemáticos que una masa procedente de regenerado natural tras incendio debe tener unos quince años para almacenar la cantidad suficiente de semillas como para asegurar la regeneración natural (EUGENIO, 2006).

Las densidades más altas de los regenerados se registran casi exclusivamente el primer otoño tras el fuego (HERRANZ *et al.*, 1997), ya que los piñones de pino carrasco carecen de periodo de latencia y se da una alta pérdida de semillas en poco tiempo una vez pasan a engrosar el banco de semillas en suelo, bien por senescencia, por predación o por distintas patologías (HARPER, 1997). Así, se ha demostrado que en las fechas posteriores al incendio, casi el 100% de las per-

didadas pueden ser debidas a predación por aves o insectos (SARACINO *et al.*, 2004) por lo que el papel de las semillas de pino carrasco en el banco edáfico se considera efímero (DASKALAKOU & THANOS, 2004; FERRANDIS *et al.*, 2001). La germinación de las semillas de pino carrasco sigue un patrón muy común entre las especies que crecen en climas mediterráneos (THANOS, 2000) según el cual su máximo se da a la temperatura de 20°C como resultado de una adaptación a las temperaturas que aparecen a principios de otoño en la Región Mediterránea (coincidiendo con la época de lluvias). De este modo la germinación viene seguida de la estación de lluvias, posibilitando así el crecimiento y desarrollo de las plántulas para formar individuos resistentes antes de que se registren las condiciones de sequía extrema del verano siguiente (THANOS *et al.*, 1996). Este factor unido a otros como la edad de la masa antes del fuego, las condiciones ambientales del año en curso (DASKALAKOU & THANOS, 1996), los conos disponibles por árbol (SARACINO & LEONE, 1994; MOYA *et al.*, 2007), la intensidad de predación (NATHAN & NE'EMAN, 2000; FERRANDIS *et al.*, 2001) y el daño producido a las semillas por el fuego (MOYA *et al.* 2008a) influirán en la capacidad de resiliencia y regeneración natural de la masa. Como consecuencia de la posible combinación de todos estos factores, se da una regeneración post-incendio con densidades muy variables (BRONCANO, 1998).

Los conos de *Pinus halepensis* que no se abren, reteniendo las semillas para dispersión tras el incendio, son un excelente ejemplo de la adaptación a la recurrencia de incendios (LAMONT *et al.*, 1991). La apertura depende de la temperatura y humedad relativa del aire y por el efecto de la diferente estructura anatómica de las escamas (LEONE *et al.*, 1998; MOYA *et al.*, 2008b; ESCUDERO *et al.*, 2000). En la regeneración natural, por tanto, puede influir la resistencia de las semillas de *P. halepensis* a las elevadas temperaturas (MARTÍNEZ-SÁNCHEZ *et al.*, 1995). Varios autores (TRABAUD, 1987; HABROUK *et al.*, 2001) han demostrado, que en diferentes especies de pino (*P. halepensis*, *P. nigra* y *P. sylvestris*), la exposición de las semillas a elevadas temperaturas y tiempos de exposición puede causar una disminución en la tasa de la germinación de las

semillas y un incremento del tiempo medio de germinación al superar un rango de temperaturas, el cual suele ser mayor si estas semillas se encuentran encerradas en los conos, variando incluso según las características morfológicas del cono (SALVATORE, 2008; MOYA *et al.*, 2008b). Además es conocida la diferente respuesta germinativa de las semillas de los dos tipos de conos, serófitos y no serófitos, en relación a determinadas condiciones ambientales post-incendio (elevada temperatura del aire y elevado pH del suelo) mostrando mayor resistencia a los choques térmicos las semillas procedentes de los conos serófitos, así como mayor tasa de germinación (GOUBITZ *et al.*, 2003).

La segunda opción que, junto a la anterior conforman la restauración indirecta, es la *restauración asistida*, que incluye técnicas selvícolas apropiadas para apoyar la regeneración natural y alcanzar más rápidamente estadios maduros de la sucesión. Así, se ha comprobado que los tratamientos selvícolas aplicados a edades tempranas en regenerados naturales de *P. halepensis* son una herramienta de gestión muy útil a corto plazo (6-7 años después del incendio) para especies como el pino carrasco para el aumento de biodiversidad vegetal, adelanto de la madurez reproductiva y aumento de la resiliencia de estas masas, además de acercar los patrones estructurales a los de áreas maduras (MOYA *et al.*, 2009). Estos tratamientos que limitan la densidad total de plantas han mostrado ser un método efectivo para incrementar el crecimiento de los pies remanentes (GONZÁLEZ-OCHOA *et al.*, 2004; VERKAIK & EUGENIO *et al.*, 2006), debido a la redistribución de recursos vitales tales como agua, nutrientes, luz, etc. En matorrales existen pocos estudios que ratifiquen lo anterior, siendo escasos los estudios que han sido continuados hasta medio plazo (más de 20 años después del incendio), por lo que podríamos considerar que hay un notable vacío en este aspecto. Por otra parte, las especies no resilientes tales como *P. nigra*, presentan problemas en la regeneración tras incendio.

De lo anteriormente mencionado, el manejo de regenerados naturales de especies de pinos resilientes han de tener en cuenta esta capacidad que puede verse mermada por efecto de una excesiva recurrencia del fuego. Así, los modelos

de simulación de la dinámica de la vegetación en relación a recurrencias medias y altas del fuego muestran que las especies de pinos dominan la comunidad vegetal, declinando dicha dominancia cuando los intervalos entre incendios son menores a 100 años (PAUSAS, 1999). Un único incendio puede llegar a modificar el tipo forestal dominante, pasando de pinar a matorral estable, cuando este ocurre en estadios inmaduros del primero (RODRIGO *et al.*, 2004). BAEZA *et al.* (2007) observaron que la regeneración de un bosque mixto de pino carrasco y pino negral derivó, tras un segundo incendio, hacia seis diferentes tipos de vegetación, desde pastizales a matorrales con distintas densidades de pino. En algunos casos, la alta densidad de los regenerados naturales hace necesario el tratamiento del pinar, con objeto de disminuir la competencia intra e interespecífica. Es en estas situaciones cuando es aconsejable someter a los regenerados naturales a tratamientos selvícolas (podas, clareos), existiendo numerosa bibliografía en la que apoyarse a la hora de establecer la densidad final más aconsejable, así como el momento (edad de la masa) para ejecutar los tratamientos (GONZÁLEZ-OCHOA *et al.*, 2004; LÓPEZ-SERRANO *et al.*, 2005; DE LAS HERAS *et al.*, 2004 y 2007; MOYA *et al.*, 2007a,b). En estos trabajos se ponen de manifiesto los efectos de clareos a distintas intensidades, podas y desbroces, efectuados sobre regenerados de pinos tras incendio, a distintas edades y en diferentes calidades de estación. Se comprueba, por ejemplo, como en localidades situadas en calidades de estación medias, clareos intensos de regenerados con densidades superiores a 15.000 pies·ha⁻¹, producen un aumento de la biomasa foliar así como en el área foliar de los pinos (Figura 4). Asimismo, efectos parecidos son registrados sobre la producción de semillas (Figura 5).

En el caso de especies rebrotadoras, y de acuerdo con la literatura científica y técnica más reciente, la mejor alternativa para manejar y mejorar los regenerados post-incendio parece consistir en su gradual conversión a pies en los cuales sólo permanecen uno o dos rebrotes por pie o, si se desea estimular la reproducción, la conversión a monte alto (SERRADA *et al.*, 1996). Este proceso comprende la eliminación y selección de los rebrotes para reducir la competencia

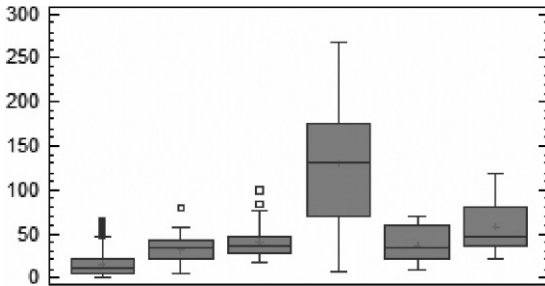
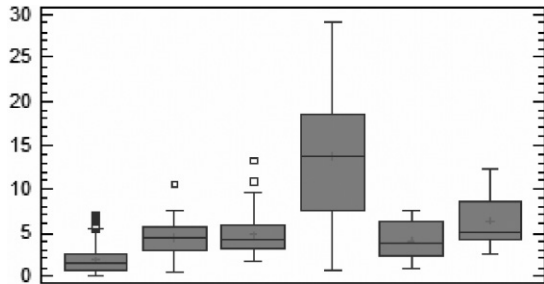


Figura 4. Diferencias entre tratamientos selvícolas en pinares regenerados tras incendio, 15 años después del fuego, en cuanto a biomasa y área foliar (Yeste, SW Albacete). NI: No intervención; c1: Clareos a intensidad media (1.500 pies-ha⁻¹), 5 años después del fuego; c2: Clareos a intensidad media (1.500 pies-ha⁻¹), 10 años después del fuego; C1: Clareos a intensidad elevada (800 pies-ha⁻¹), 5 años después del fuego; C2: Clareos a intensidad elevada (800 pies-ha⁻¹), 10 años después del fuego; c1+C2: Clareos consecutivos: a 1500 pies-ha⁻¹, 5 años después del fuego y a 1500 pies-ha⁻¹, 10 años después del fuego

Figura 5. Diferencias en el banco de semillas aéreo en regenerado natural de pino carrasco sometido a diferentes tratamientos selvícolas, 15 años después del fuego (Yeste, SW Albacete). NI: No intervención; c: Clareos a intensidad media (1.500 pies-ha⁻¹), 5 años después del fuego; c2: Clareos a intensidad media (1.500 pies-ha⁻¹), 10 años después del fuego; p1: podas, 5 años después del fuego; p2: podas 10 años después del fuego. C: Clareos a densidad alta (800 pies-ha⁻¹), 5 años después del fuego; C2: Clareos a densidad alta (800 pies-ha⁻¹), 10 años después del fuego



entre ellos y abrir la cobertura del bosque (COTILLAS et al., 2009) así como estimular la reproducción sexual (SÁNCHEZ-HUMANES & ESPELTA, 2011). Por otro lado, esta práctica ha sido argumentada para incrementar el potencial del bosque para la producción de madera, pastoreo, favorecer la actividad cinagética, así como para reducir el riesgo de nuevos incendios (CAÑELLAS et al., 1996). De esta estrategia, emanan tres cuestiones importantes. En primer lugar, ¿Cuál es el mejor momento para aplicar el resalveo?. En general, es recomendable esperar hasta que tiene lugar cierto grado de dominancia apical y el tamaño de los rebrotes es asimétrico. Varios estudios han mostrado que, en el caso de *Quercus ilex* y *Arbutus unedo* en el NE de España, resalveos a los 10-12 años de edad tras el fuego, produjeron un incremento significativo de los troncos, altura y cobertura de los rebrotes, así como un estímulo en la producción de frutos (SÁNCHEZ-HUMANES & ESPELTA, 2011). Por el contrario, resalveos realizados en encinares más jóvenes (5 años después del fuego), estimularon la producción masiva de rebrotes. En segundo lugar ¿Cuál es la mejor intensidad de resalveo a emplear? Distintas experiencias han mostrado que una moderada intensidad es lo más aconseja-

ble, esto es, dejar 2-3 rebrotes por tallo (ESPELTA et al., 2003). Por último, cabe responder a la pregunta ¿cómo controlar la oleada de nuevos rebrotes tras el resalveo?. En el caso de realizar un resalveo moderado, los rebrotes podrán controlarse de manera más eficaz, incluso con pastoreo controlado (ESPELTA et al., 2006).

Dentro de las especies rebrotadoras, mención aparte merece el alcornoque (*Q. suber*), debido a su diferente grado de respuesta en función de la severidad del fuego y sus adaptaciones específicas al mismo. A bajos niveles de daño, los individuos rebrotan tanto a partir de la base como de la copa; a medida que la severidad es mayor, pierden la capacidad de rebrotar de copa (MOREIRA et al., 2009). Por otro lado, la explotación del corcho ha aumentado la vulnerabilidad del alcornoque al fuego, llegando en algunos casos a incrementar la mortalidad en más de un 40% en individuos explotados, incluso entre árboles con idéntico grosor de la misma (MOREIRA et al., 2007). Este hecho parece estar producido por estrés al que es sometido el árbol tras el descorche, promovido por el drástico incremento en la pérdida de agua a través del tronco (CORREIA et al., 1992). Este hecho se pone de manifiesto en los mayores efectos del

fuego sobre los individuos más altos frente a los de individuos de menor tamaño, probablemente debido al mayor número de descorches a que los primeros fueron sometidos (CATRY *et al.*, 2009). Con referencia a este hecho, estudios recientes aconsejan dejar al menos 3 años después de un incendio antes de efectuar el siguiente descorche (CATRY *et al.*, 2012). En la mayoría de los casos, si los árboles no fueron descorchados recientemente antes del incendio, los pies quemados suelen rebrotar. Cuando los rebrotes de copa son homogéneos, normalmente no se recomienda intervenir. Por el contrario, si los rebrotes son escasos o inexistentes, los rebrotes basales pueden ser efectivos para regenerar el alcornocal. En ese sentido, es recomendable un resalveo selectivo similar al propuesto para la encina.

La tercera opción, es la *restauración activa*, a través de la siembra y plantación de las zonas incendiadas. Por diversas razones (incendio de alta severidad, condiciones ecológicas tras el incendio de la vegetación afectada, condiciones climáticas, dominancia de estadios inmaduros de las comunidades vegetales), la regeneración natural puede no estar asegurada, especialmente para el caso de pinares quemados (MOREIRA *et al.*, 2012).

Existe usualmente una presión social muy intensa para reforestar áreas incendiadas tan pronto sea posible después del fuego, y esta ha sido práctica común durante mucho tiempo en España, particularmente en bosques de coníferas (PAUSAS *et al.*, 2004). Así, tras el gran episodio de incendios de Galicia en 2006, en el que se quemaron 150.000 ha de zonas eminentemente forestales, la reforestación fue considerada como herramienta de restauración prioritaria (AMIL, 2007). Sin embargo, la reforestación puede no ser siempre la mejor alternativa de entre las aquí expuestas y el actual paradigma social de “compensar” áreas quemadas con áreas reforestadas en un número similar de hectáreas debería cambiar (VALLEJO *et al.*, 2012).

Generalmente, la reforestación suele llevarse a cabo a través de distintas técnicas que comprenden la plantación o siembra directa (LAMB & GILMOUR, 2003). La plantación es una técnica costosa y lleva asociada una serie de actividades que pueden aumentar el riesgo de erosión. Por otro lado, la mortalidad de las plantaciones suele ser elevada (a veces, de más del 50%; PAUSAS,

2004). Por otro lado la siembra directa es menos costosa y puede ser aplicada a grandes áreas (mediante siembra aérea), si bien la germinación y establecimiento de las plántulas es normalmente muy bajo (PAUSAS *et al.*, 2004).

La semilla en general es una entidad biológica y como tal interactúa con todos los componentes del medioambiente. El tamaño de las semillas está correlacionado positivamente con la tolerancia de las plántulas a diferentes condiciones de estrés abiótico: sombra, sequía, incendios o la congelación (WESTOBY, 1998). Tres son los factores que caracterizan la utilización de las reservas en la semilla: la cantidad de las reservas almacenadas, la duración de la dependencia de la reserva en la semilla y la morfología funcional de los cotiledones. Los tipos de reservas en los cotiledones están relacionados con el tamaño de la semilla (GARWOOD, 1996; LLORET, 1998). En virtud de la hipótesis de KEELEY & ZEDLER (1998), las semillas más grandes son más resistentes al fuego y que las semillas más pequeñas. En los pinos, estas diferencias de tamaño son suficientes para explicar las diferencias en sensibilidad a las altas temperaturas.

Por todo lo anteriormente expuesto, en el caso de optar por la siembra o plantación en estadios iniciales de la regeneración post-incendio, la elección de un material forestal de reproducción adecuado (p. ej. frutos, semillas, plantas o partes de plantas) pasa por escoger aquellas procedencias mejor adaptadas a las condiciones ecológicas del lugar. La consideración de caracteres adaptativos como el grado de serotinia son esenciales en zonas de alta recurrencia de incendios. Existen estudios de procedencias que demuestran diferencias en la producción de piña en general y serotina en particular, para especies mediterráneas como el pino carrasco (CLIMENT *et al.*, 2008; SANTOS DEL BLANCO *et al.*, 2010) o el pino rodeno (TAPIAS *et al.*, 2004; SANTOS DEL BLANCO *et al.*, 2012). Por otro lado, se ha demostrado que los patrones geográficos de la distribución de los recursos por parte de estas especies sugieren ciertas especializaciones genotípicas bien para hábitats de escasos recursos en donde se favorece la floración temprana y aquellos de recursos abundantes en los que se prima el crecimiento vegetativo (CLIMENT *et al.*, 2008).

De esta manera, se puede concluir que como una alternativa a la restauración activa, en ocasiones es más efectivo explotar el potencial de la

regeneración natural tras el fuego, tanto a nivel de semillas como de rebrotes, los cuales presentan numerosas ventajas potenciales sobre los individuos plantados o sembrados por haber desarrollado ya un sistema radicular y acumular reservas energéticas, haciéndolos más aptos para su supervivencia. En este sentido y a modo de ejemplo, MOREIRA *et al.* (2009) encontraron que los rebrotes de quejigo (*Quercus faginea*) y fresno (*Fraxinus angustifolia*) en zonas quemadas en el centro de Portugal presentaron unas tasas de supervivencia del 20% más y crecieron 4-5 veces más rápido que aquellos pies que fueron plantados para reforestar dichas áreas. En cualquier caso, la opción de la reforestación por siembra o por plantación ha de realizarse en aquellas áreas que presentan una regeneración natural muy escasa por diversas razones ya expuestas. Cuando esto ocurre, es necesario considerar aspectos tan importantes como la procedencia de la semilla a emplear (especialmente para el caso de coníferas) y la calidad de la planta, que puede mejorarse en vivero. En este sentido se ha constatado el incremento significativo en la supervivencia de plántulas micorizadas de pino carrasco y pino negral con especies de hongos nativos en incendios reforestados del SE de España (DE LAS HERAS *et al.*, 2002; GÓNZALEZ-OCHOA *et al.*, 2003).

La última alternativa de manejo consiste en la *conversión* a otros usos no forestales, normalmente en el marco de una planificación a escala de paisaje. Esta estrategia puede combinarse con técnicas de manejo de los regenerados naturales, o bien con siembras y plantaciones, conformando un mosaico de alternativas de actuación que, en ocasiones, es necesario acometer.

Planificación a escala de paisaje

La planificación a escala de paisaje tiene como objetivo, reducir el riesgo de incendios para producir paisajes menos susceptibles a los mismos (Figura 6).

Las implicaciones en el manejo post-incendio de la comprensión de las relaciones entre paisaje y fuego, no se restringen a las áreas cortafuegos o el diseño de bloques de tratamientos mencionados anteriormente. El diseño e implementación de políticas que permitan objetivos concretos a escala de paisaje, comprenden tanto el ámbito forestal como agrícola, desarrollo rural y urbano (especialmente en la interfaz entre ambos) y todos contribuyen a generar paisajes de menor riesgo de incendios. En ausencia de otras herramientas de control del combustible, los fuegos prescritos o el pastoreo controlado pueden ser muy útiles para reducir el riesgo de incendios.

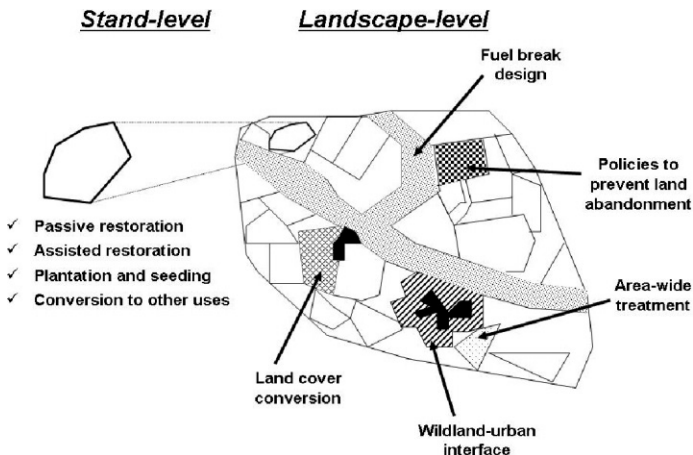


Figura 6. Escalas espaciales para el manejo post-incendio y la restauración. A esta escala, se puede incluir la definición de barreras de ruptura de combustible, áreas cortafuegos, implementación de políticas para prevenir el abandono de la tierra o para mantener coberturas vegetales específicas, conversión a coberturas vegetales menos sensibles al fuego, regulaciones específicas para el interfaz urbano-forestal. A nivel de bosque, las diferentes opciones incluyen restauración pasiva, restauración activa, restauración asistida, siembra y plantación (de las mismas especies preexistentes u otras), o la conversión a otros usos no forestales. Fuente: MOREIRA *et al.* (2012)

Así, para realizar una planificación territorial y un manejo de los recursos con objetivos de conservación y mejora de las masas forestales en la España mediterránea, donde los montes suelen ser económicamente poco productivos pero con altos valores externos, es necesario actuar a escala de paisaje. Por ello, al realizar valoraciones en estas zonas, se deberían incluir todos los servicios que el monte mediterráneo produce, a pesar de la dificultad de su cuantificación, tales como paisaje, turismo rural, biodiversidad florística y faunística, almacenaje de CO₂, protección contra erosión, etc. Para conseguirlo se hace necesario el desarrollo de un conocimiento científico a escala de paisaje.

Uno de los procesos que es necesario evaluar a gran escala es el ciclo del carbono en los bosques, determinando el papel de las masas forestales en sus flujos, así como predecir su dinámica respecto a la incidencia de perturbaciones como los incendios o el cambio climático. En la cumbre de Kyoto celebrada en 1997, se incluyó la cuestión de disminuir emisiones netas de CO₂ mediante el incremento de la fijación de carbono por parte de los bosques como sumidero, aunque debe mejorarse, verificarse y estudiar los efectos asociados (LÓPEZ-SERRANO *et al.*, 2010). Para ello, se hace imprescindible el desarrollo de metodologías fiables para calcular las emisiones y las fijaciones de cada país o conjunto de países, como es el caso de Europa, que se han comprometido a reducir sus emisiones netas en un 8%. Así, el potencial de emisión o fijación de CO₂ de un suelo depende del tipo de ecosistemas que lo ocupan, debiéndose conseguir en cada uno de ellos: 1) un mejor entendimiento y seguimiento de los procesos que regulan la entrada y salida de CO₂ en los ecosistemas terrestres, 2) verificación de lo que ocurre mediante medidas directas en el terreno y 3) empleo de imágenes de satélites para clarificar modelos espaciales. El informe especial del IPCC (2000) puso de relieve entre otras cuestiones que no había suficiente base informativa en lo que se refiere a bosques mediterráneos como para estimar de forma fiable los almacenes o la dinámica de los flujos de carbono en estos sistemas forestales.

En los últimos 25 años, los esquemas y parametrizaciones utilizadas para describir el intercambio de flujos de energía, agua y carbono en el

sistema suelo-vegetación-atmósfera han pasado de simples e inexactos a esquematizaciones creíbles basadas en los avances ocurridos en fisiología vegetal e hidrología, así como en la interpretación de las medidas desde satélite y los resultados de experimentos a gran-escala (SELLERS *et al.*, 1997). Esta reciente generación de modelos emplea modernas teorías que relacionan la fotosíntesis con el ciclo del agua en la planta y proporcionan una descripción consistente de los intercambios de energía, H₂O y CO₂ efectuados por la planta. Son los conocidos como “process based models” o modelos funcionales. Estos modelos funcionales son la mejor herramienta disponible para predecir la respuesta de los ecosistemas a incrementos de CO₂ y cambio climático a nivel de masa forestal (THORNLEY & CANNELL, 1996) o a escala de paisaje (CRAMER *et al.*, 1999). En esta línea, los sensores remotos permiten una cobertura sin precedentes de la severidad y extensión de las perturbaciones ecológicas, y más en concreto de los incendios. Las investigaciones futuras deberían reducir aún más las incertidumbres con las bases de datos existentes y explorar la aplicación de índices de detección de cambios de variables continuas, incluyendo dNBR y LandTrendr (MEIGS, 2009). Así estudios realizados con estas técnicas han permitido lograr una evaluación precisa de la severidad del incendio, determinando que fuegos de alta intensidad impactan de manera muy intensa sobre el contenido de C y sus flujos, mientras que incendios más moderados, disminuyen la productividad primaria neta (PPN) del ecosistema (MEIGS, 2009). Ello supone una información muy valiosa a la hora de planificar la restauración del incendio a gran escala.

Además de las características intrínsecas relativas a la capacidad adaptativa, biodiversidad y estructura de la masa forestal, algunos factores externos tales como la severidad, la calidad de estación o factores fisiográficos (altitud u orientación) se revelan como determinantes en la capacidad de recuperación de las formaciones tras incendio. Por otra parte el estudio de la resiliencia o capacidad de recuperación de las comunidades forma parte de la evaluación de la vulnerabilidad. Para el estudio de la severidad del incendio, así como de la resiliencia, y en último extremo, la estimación de la vulnerabili-

dad de un ecosistema forestal, el tratamiento de imágenes de satélite es una tecnología que permite realizar la caracterización de las condiciones pre y post-incendio, y el seguimiento en el tiempo de la evolución de la masa tras el incendio. Gracias a la combinación de diferentes bandas de los sensores remotos, podemos obtener una serie de índices que nos ayudarán a interpretar dichas condiciones. Muchos autores utilizan dicho método de cara a la investigación de las condiciones post-incendio de las masas forestales. Entre los índices más utilizados se encuentran el NBR, el dNBR y el NDVI.

El NBR (Normalized Burn Ratio) es un índice desarrollado en el marco del proyecto Monitoring Trends in Burn Severity, que nos permite cartografiar la extensión del incendio. Se obtiene a partir de las reflectividades corregi-

das del efecto de la atmósfera en las bandas 4 y 7 del sensor Landsat, según:

El dNBR se obtiene a partir de la diferencia entre el NBR previo al incendio y el NBR posterior al incendio, y permite conocer no sólo el área afectada por la perturbación, sino también el grado de afectación que ha supuesto (ESCUIN *et al.*, 2007; MILLER & THODE, 2007; MURPHY *et al.*, 2008). Con las ecuaciones siguientes obtenemos dichos índices, utilizando las bandas 4 y 7 de las imágenes de satélite geo y radiométricamente corregidas.

A partir del NBR se puede perimetrar adecuadamente el incendio así como determinar diferentes clases de severidad, pudiéndose construir un mapa de las mismas a través del dNBR (Figura 7).

Asimismo, el NDVI es un índice de vegetación que da una medida de la capacidad fotosin-

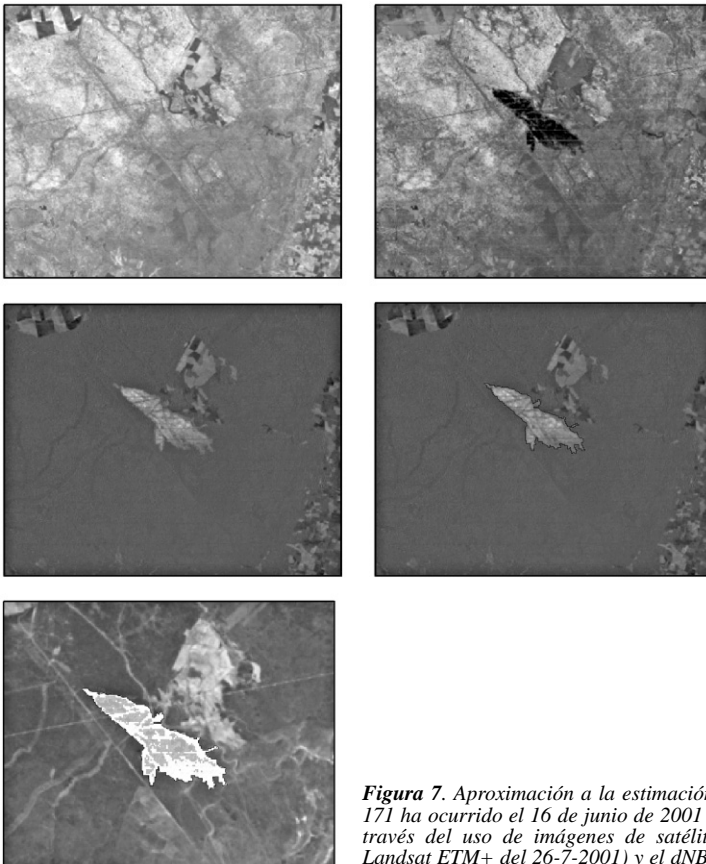


Figura 7. Aproximación a la estimación de la severidad de un incendio de 171 ha ocurrido el 16 de junio de 2001 en Almodóvar del Pinar (Cuenca) a través del uso de imágenes de satélite (Landsat ETM+ del 8-6-2001 y Landsat ETM+ del 26-7-2001) y el dNBR.

tética de la masa forestal (vigorosidad de la vegetación, verdor...). Por otro lado este índice permite realizar un seguimiento de la regeneración post-incendio en el tiempo, lo cual es posible asociar a la resiliencia de dicha masa frente al fuego, interpretando su curva de regeneración (DÍAZ-DELGADO & PONS, 1999).

Todas estas técnicas de evaluación post-incendio a escala de paisaje son extremadamente útiles y empiezan a utilizarse de manera muy extensa por técnicos y científicos. No obstante, siempre es conveniente cuando no necesario, una verificación en campo de los resultados obtenidos, en especial cuando se trata de evaluar respuestas de la vegetación y determinar dinámicas post-incendio.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLOZA, J.A. Y VALLEJO, R.; 2006. Restoration of burned areas in forest management plans. In: W.G. Kepner, J.L. Rubio, D.A. Mout & F. Pedezzinni (eds.), *Desertification in the Mediterranean region: a security issue*. Springer. Heidelberg.
- AMIL, M.L.; 2007. Forest fires in Galicia (Spain): threats and challenges for the future. *J. Forest. Econ.* 13: 1-15.
- AMIRO, B.D.; MACPHERSON, I.J.; DESJARDINS, R.L.; CHEN, J.M. & LIU, H.; 2003. Post-fire carbon dioxide fluxes in the western Canadian boreal forest: evidence from towers, aircraft and remote sensing. *Agricultural and Forest Meteorology* 115: 91-107.
- ANDERSEN, A.N.; 1989. How important is seed predation to recruitment in stable populations of long-live perennials? *Oecologia* 81: 310-315.
- ANDERSSON, M.; MICHELSEN A.; JENSEN, M. & KJØLLER, A.; 2004. Tropical savannah woodland: effects of experimental fire on soil microorganisms and soil emissions of carbon dioxide. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 849-858.
- ARIANOUTSOU, M.; KOUKOULAS, S. & KAZANIS, D.; 2011. Evaluating post-fire forest resilience using GIS and multi-criteria analysis: an example from Cape Sounion National Park, Greece. *Environ. Manag.* 47: 384-397.
- ARONSON, J.; FLORET, C.; LE FLOC'H, E.; OVALLE, C. & PONTANIER, R.; 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid lands. I. A view from the south. *Restor. Ecol.* 1: 8-17.
- ASENSIO, D.; PEÑUELAS, J.; OGAYA, R. & LLUSIÀ, J.; 2007. Seasonal soil and leaf CO₂ exchanges rates in a Mediterranean holm oak forest and their responses to drought conditions. *Atmospheric Environment* 41(11): 2447-2455.
- BAEZA, J.; VALDECANTOS, A.; ALLOZA, J.A. & VALLEJO, R.; 2007. Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *J. Veg. Sci.* 18: 243-252.
- BERINGER, J.; HUTLEY, L.B.; TAPPER, N.J.; COUTTS, A.; KERLEY, A. & O'GRADY, A.P.; 2003. Fire impacts on surface heat, moisture and carbon fluxes from a tropical savanna in northern Australia. *Int. J. Wildland Fire* 12: 333-340.
- 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.
- CALVO, L.; SANTALLA, S.; MARCOS, E.; VALBUENA, L.; TÁRREGA, R. & LUIS, E.; 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecol. Manage.* 184: 209-223
- CAÑELLAS, I; MONTERO, G. & BACHILLER, A.; 1996. Transformation of Quejigo oak (*Quercus faginea* Lam.) coppice into high forest by thinning. *Ann. Ist. Sperimentale Selvicoltura* 27: 143-147
- CASAL, M.; 1987. Post-fire dynamics of shrublands dominated by Papilionaceae plants. Influence of fire on the stability of Mediterranean forest ecosystems. *Ecologia Mediterranea* XIII(4): 87-98.
- CASTRO, J.; ALLEN, C.D.; MOLINA-MORALES, M.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A. & ZAMORA, R.; 2011. Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology* 19: 537-544.
- CASTRO J.; PUERTA-PIÑERO C.; LEVERKUS A.B.; MORENO-RUEDA G. & SÁNCHEZ-MIRANDA,

- A; 2012. Post-fire salvage logging alters a key plant-animal interaction for forest regeneration. *Ecosphere* 3(10): <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00089.1>
- CATRY, F.X.; MOREIRA, F.; DUARTE, I. & ACÁCIO, V.; 2009. Factors affecting post-fire crown regeneration of the cork oak (*Quercus suber*) trees. *Eur. J. For. Res.* 128: 231-240.
- CATRY, F.X.; MOREIRA, F.; CARDILLO, E. & PAUSAS, J.; 2012. Post-fire management of cork oak forests. In: F. Moreira, M. Arianoutsou, P. Corona & J. de las Heras (eds.), *Post-fire management and restoration of southern European forests*: 195-222. Springer. Heidelberg.
- CLIMENT, J.; PRADA, M.A.; CALAMA, R.; CHAMBEL, M.R.; SANCHEZ DE RON, D. & ALÍA, R.; 2008. To grow or to seed: ecotypic variation in reproductive allocation and cone production by young female Aleppo pine (*Pinus halepensis*, Pinaceae). *Am. J. Bot.* 95: 833-842.
- CORONA, P.; KOEHL, M. & MARCHETTI, M.; 2003. *Advances in forest inventory for sustainable forest management and biodiversity monitoring*. Kluwer. Dordrecht.
- CORREIA, O.A.; OLIVEIRA, G.; MARTINS-LOUÇAO, M.A. & CATARINO, F.M.; 1992. Effects of bark-stripping on the water relations of *Quercus suber* L. *Sci. Gerund.* 18: 195-204.
- COSTA-TENORIO, M.; MORLA, C. Y SAINZ-OLLERO, H.; 1998. *Los bosques ibéricos*. Planeta. Barcelona.
- COTILLAS, M.; SABATÉ, S.; GRACIA, C. & ESPELTA, J.M.; 2009. Growth response of mixed Mediterranean oak coppices to rain-fall reduction: could selective thinning have any influence on it? *Forest Ecol. Manage.* 258: 1677-1683.
- CRAMER, W.; KICKLIGHTER, D.W.; BONDEAU, A.; MOORE, B.; CHURKINA, C.; NEMRY, B.; RUIMY, A. & SCHLOSS, A.L.; 1999. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): overview and key results. *Global Change Biology* 5: 1-15.
- DASKALAKOU, E.N. & THANOS, C.A.; 1996. Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) postfire regeneration: the role of canopy and soil seed banks. *Int. J. Wildland Fire* 6: 59-66.
- DASKALAKOU, E.N. & THANOS, C.A.; 2004. Postfire regeneration of Aleppo pine. The temporal pattern of seedling recruitment. *Plant Ecology* 171: 81-89.
- DE LAS HERAS, J.; GONZALEZ-OCHOA, A.I. & TORRES, P.; 2002. Afforestation of burnt forests using mycorrhized *Pinus halepensis* and *P. pinaster* saplings, In: L. Trabaud & R. Prodon (eds), *Fire and biological processes*: 253-263. Backhuys Publishers. Leiden.
- DE LAS HERAS, J.; GONZÁLEZ-OCHOA, A.I.; LÓPEZ-SERRANO, F.R. & SIMARRO, M.E.; 2004. Effects of silvicultural treatments on vegetation after fire in *Pinus halepensis* Mill. woodlands (SE Spain). *Ann. Sci. For.* 61: 661-667.
- DE LAS HERAS, J.; MOYA, D.; LÓPEZ-SERRANO, F.R. & CONDES, S.; 2007. Reproduction of postfire *Pinus halepensis* Mill. stands six years after silvicultural treatments. *Ann. Sci. For.* 64: 59-66.
- DÍAZ-DELGADO, R. Y PONS, X.; 1999. Seguimiento de la regeneración vegetal post-incendio mediante el empleo del NDVI. *Revista de Teledetección* 12: 73-77.
- DONATO, D.C.; FONTAINE, J.B.; CAMPBELL, J.L.; ROBINSON, W.D.; KAUFFMAN, J.B. & LAW, B.E.; 2006. Post-fire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 311: 352.
- ENRIGHT, N.J.; LAMONT, B.B. & MARSULA, R.; 1996. Canopy seed bank dynamics and optimum fire regime for the highly serotinous shrub *Banksia hookeriana*. *J. Ecol.* 84: 9-17.
- ESCUADERO, A.; BARRERO, S. & PITA, J.M.; 1997. Effects of high temperatures and ash on seed germination of two Iberian pines (*Pinus nigra* ssp. *salzmannii*, *Pinus sylvestris* var. *iberica*). *Ann. For. Sci.* 54: 553-562.
- ESCUADERO, A.; NÚÑEZ, Y. & PÉREZ-GARCÍA, F.; 2000. Is fire a selective force of seed size in pine species? *Acta Oecol.* 21: 245-256.
- 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. *Int. J. Remote Sens.* 29(4): 1053-1073.
- ESPELTA, J.M.; RETANA, J. & HABROUK, A.; 2003. Resprouting patterns after fire and response to stool cleaning of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits on two different sites. *Forest Ecol. Manage.* 179: 401-414.

- EUGENIO, M.; 2006. *Fire recurrence effects on Pinus halepensis Mill. communities of Catalonia*. Tesis doctoral. UAB. Barcelona.
- EUGENIO, M.; VERKAIK, I.; LLORET, F. & ESPELTA, J.M.; 2006. Recruitment and growth decline in *Pinus halepensis* populations after recurrent wildfires in Catalonia (NE Iberian Peninsula). *Forest Ecol. Manage.* 231: 47–54.
- FERNANDES, P. & RIGOLOT, E.; 2007. The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecol. Manage.* 241: 1-13.
- FERRANDIS, P.; DE LAS HERAS, J.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.J. & HERRANZ, J.M.; 2001. Influence of a low-intensity fire on a *Pinus halepensis* Mill. forest seed bank and its consequences on the early stages of plant succession. *Israel J. Plant Sci.* 49: 105-114.
- FOX, B.J. & FOX, M.D.; 1986. The susceptibility of natural communities to invasion. In: R.H Groves & J.J. Burdon (eds.), *Ecology of biological invasions: an Australian Perspective*: 57–66. Australian Academy of Science. Canberra.
- GARWOOD, N.C.; 1996. Functional morphology of tropical tree seedlings. In: M.D. Swaine (ed.), *The ecology of tropical forest tree seedlings*: 59-129. Man and the Biosphere series Vol. 17. Unesco. Paris.
- GONZÁLEZ-OCHOA, A.I.; 2003. *Manejo de regenerados naturales post-incendio y regeneración artificial de Pinus halepensis con planta micorrizada en el SE de España*. Tesis Doctoral. UCLM. Albacete.
- GONZÁLEZ-OCHOA, A.I.; DE LAS HERAS, J.; TORRES, P. & SÁNCHEZ-GÓMEZ, E.; 2003. Mycorrhization of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinaster* Aiton seedlings in two commercial nurseries. *Ann. Sci. For.* 60: 43-48.
- 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 Ecol. Manage.* 188: 235-247.
- GOUBITZ, S.; WERGER, M.; SHMIDA, A. & NE'EMAN, G.; 2002. Cone abortion in *Pinus halepensis*: the role of pollen quantity, tree size and cone location. *Oikos* 97: 125-133.
- GOUBITZ, S.; WERGER, M. & NE'EMAN, G.; 2003. Germination response to fire related factors of seeds from non-serotinous and serotinous cones. *Plant Ecology* 169: 195-204.
- HABROUK, A.; 2001. *Regeneración natural y restauración de la zona afectada por el gran incendio del Bages y Bergueda de 1994*. Tesis doctoral. UAB. Barcelona.
- HABROUK, A.; RETANA, J. & ESPELTA, J.M.; 1999. Role of heat tolerance and cone protection of seeds. I. the response of three pine species to wildfires. *Plant Ecol.* 145: 91-99.
- HARDEN, J.V.; TRUMBORE, S.E.; STOCKS, B.J.; HIRSCHT, A.; GOWER, S.T.; O'NEILL, K.P. & KASISCHLE, E.S.; 2000. The role of fire in the boreal carbon balance. *Global Change Biology* 6(1): 174-184
- HARPER, J.L.; 1977. *Population biology of plants*. Academic Press. London.
- HERRANZ, J.M.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.J.; MARÍN, A. & FERRANDIS, P.; 1997. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* Mill. in a semi-arid area in Albacete province (southeastern Spain). *Ecoscience* 4: 86-90.
- IMBERT, J.B.; BLANCO, J.A. & CASTILLO, F.J.; 2004. Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global. In: F. Valladares (ed.), *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- IPCC; 2000. *Special Report. Emissions Scenarios. Summary for policy makers*. Cambridge University Press. Cambridge
- JAIN, T.; GRAHAM, R. & PILLIOD, D.S.; 2004. Tongue-tied. *Wildfire* 4: 22-26.
- KEELEY, J.; 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire* 18: 116–126
- KEELEY, J.E. & ZEDLER, P.H.; 1998. Evolution of life histories in *Pinus*. In: D.M. Richardson (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*: 219-225. Cambridge University Press. Cambridge.
- LAMONT, B.B.; LE MAITRE, D.C.; COWLING, R.M. & ENRIGHT, N.J.; 1991. Canopy seed storage in woody plants. *Bot. Rev.* 57: 277-317.
- LAMONT, B.B. & ENRIGHT, N.J.; 2000. The adaptive advantages of aerial seed banks. *Plant Species Biology* 15.

- LAMB, D. & GUILMOUR, D.; 2003. *Rehabilitation and restoration of degraded forests*. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF. Gland.
- LEONE, V.; LOGIURATO, A. & SARACINO, A.; 1998. Anatomic features of serotinous cones in *Pinus halepensis* Mill. In: L. Trabaud (ed.), *Fire management and landscape ecology*. International Association of Wildland Fire. Washington.
- LINDENMAYER, D.B.; BURTON, P.J. & FRANKLIN, J.F.; 2008. *Salvage logging and its ecological consequences*. Island Press. WA.
- LITTON, C.M.; RYAN, M.G.; KNIGHT, D.H. & STAHL, P.D.; 2003. Soil-surface carbon dioxide efflux and microbial biomass in relation to tree density 13 years after a stand replacing fire in a lodgepole pine ecosystem. *Global Change Biology* 9: 680-696.
- LLORET, F.; 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *J. Veg. Sci.* 9: 417-430.
- LÓPEZ-SERRANO, F.R.; DE LAS HERAS, J.; GONZALEZ-OCHOA, A.I. & GARCÍA-MOROTE, F.A.; 2005. Effects of silvicultural treatments and seasonal patterns on foliar nutrients in young post-fire *Pinus halepensis* forest stands. *Forest Ecol. Manage.* 210(1-3): 321-336.
- LÓPEZ-SERRANO, F.R.; DE LAS HERAS, J.; MOYA, D.; GARCÍA MOROTE, A. & RUBIO, E.; 2010. Is the net new carbon increment of coppice forest stands of *Quercus ilex* ssp. *ballota* affected by post-fire thinning treatments and recurrent fires?. *Int. J. Wildland Fire* 19: 637-648.
- MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; 2011. *Efecto del manejo de la Madera quemada después de un incendio sobre el ciclo del Carbono y nutrientes en un ecosistema de montaña mediterránea*. Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- MEIGS, W.G.; 2009. *Carbon Dynamics following Landscape Fire: Influence of Burn Severity, climate, and Stand History in the Metolius Watershed*. PhD. Oregon State University. Corvallis.
- MILLER, J.D. & THODE, A.D.; 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sens. Env.* 109(1): 66-80.
- MIRANDA, A.I.; 1994. Forest fire emissions in Portugal: a contribution to global warming? *Environmental Pollution* 83: 121-123.
- MOREIRA, F.; DUARTE, I.; CATRY, F. & ACÁCIO, V.; 2007. Cork extraction as a key factor determining post-fires cork oak survival in a mountain region of southern Portugal. *Forest Ecol. Manage.* 253: 30-37.
- MOREIRA, F. & VALLEJO, R.; 2009. What to do after fire? Post fire restoration. In: Y. Birot (ed.), *Living with wildfires: what science can tell us*. EFI Discussion Paper 15. EFI. Joensuu.
- MOREIRA, F.; CATRY, F.; DUARTE, I.; ACÁCIO, V. & SILVA, L.; 2009. A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. *Plant. Ecol.* 201: 77-85.
- MOREIRA, F.; ARIANOUTSOU, M.; VALLEJO, R.V.; DE LAS HERAS, J.; CORONA, P.; XANTHOPOULOS, G.; FERNANDES, P. & PAPAGEORGIOU, K.; 2012. Setting the scene for post-fire management. In: F. Moreira, M. Arianoutsou, P. Corona, & J. de las Heras (eds.), *Post-fire management and restoration of southern European forests*: 1-19. Springer. Dordrecht.
- MORENO, J.M. & OECHEL, W.C.; 1994. *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. Springer-Verlag. Berlin.
- 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. *Ann. Sci. For.* 64: 649- 656.
- MOYA, D.; ESPELTA, J.M.; LÓPEZ-SERRANO, F.R.; EUGENIO M. & DE LAS HERAS, J.; 2008a. Natural post-fire dynamics and serotiny in ten year-old *Pinus halepensis* Mill. stands along a geographical gradient. *Int. J. Wildland Fire* 17: 287-292.
- MOYA, D.; SARACINO, A.; SALVATORE, R.M.; LOVREGGIO, 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.; DE LAS HERAS, J.; LÓPEZ-SERRANO, F.R.; CONDES S. & ALBERDI, I.; 2009. Structural patterns and biodiversity in bur-

- ned and managed Aleppo pine stands. *Plant Ecology* 2: 217-228.
- MURPHY, K.; REYNOLDS, J. & KOLTUN, J.; 2008. Evaluating the ability of the differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) to predict ecologically significant burn severity in Alaskan boreal forests. *Int. J. Wildland Fire* 17: 490-499.
- NAPPER, C.; 2006. *BAER-Burned Area Emergency Response Treatments Catalog*. USDA Forest Service. Watershed, Soil, Air Management 0625 1801-STDTC. San Dimas. California.
- NATHAN, R.; SAFRIEL, U.N.; NOY-MEIR, I. & SCHILLER, G.; 1999. Seed release without fire in *Pinus halepensis*, a Mediterranean serotinous wind-dispersed tree. *J. Ecol.* 87: 659-669.
- NATHAN, R. & NE'EMAN, G.; 2000. Serotiny, seed dispersal and seed predation in *Pinus halepensis*. In: G. Ne'eman, & L. Trabaud, (eds.), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean Basin*: 105-118. Backhuys publishers. Leiden.
- NATHAN, R. & NE'EMAN, G.; 2004. Spatiotemporal dynamics of recruitment in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.). *Plant Ecology* 171: 123-137.
- NAVEH, Z.; 1994. The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes. In: J.M. Moreno & W.C. Oechel (eds.), *The role of fire in Mediterranean type ecosystems*: 163-186. Springer-Verlag. New York.
- NE'EMAN, G.; GOUBITZ, S. & NATHAN, R., 2004. Reproductive traits of *Pinus halepensis* in the light of fire. A critical review. *Plant Ecology* 171: 69-79.
- OBRIST, D.; DELUCIA, E.H. & ARNONE, J.A.I.; 2003. Consequences of wildfire on ecosystem CO₂ and water vapour fluxes in the Great Basin. *Global Change Biology* 9: 563-574.
- ORDÓÑEZ, J.L.; 2004. *Análisis y modelización del reclutamiento de Pinus nigra en zonas afectadas por grandes incendios*. Tesis doctoral. CREA, UAB. Barcelona.
- PAUSAS, J.G.; 1999. Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. *J. Veg. Sci.* 10: 717-722.
- PAUSAS, J.G.; BLADÉ, C.; VALDECANTOS, A.; SEVA, J.; FUENTES, D.; ALLOZA, J., MILAGROSA, A.; BAUTISTA, S.; CORTINA, J. & VALLEJO, R.; 2004. Pines and oaks in the restoration of mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice—a review. *Plant Ecol.* 171: 209-220.
- PAUSA, J.G.; LLORET, J.; RODRIGO, A. & VALLEJO, R.; 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean Basin? - A review. *Int. J. Wildland Fire* 17: 713-723.
- RETANA, J.; ESPELTA, J.M.; HABROUK, A.; ORDOÑEZ, J. & DE SOLA-MORALES, L.F.; 2002. Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in north-eastern Spain. *Ecoscience* 9: 89-97.
- ROBICHAUD, P.R.; BEYERS, J.L. & NEARY, D.G.; 2000. *Evaluating the effectiveness of post-fire rehabilitation treatments*. General Technical report RMRS-GTR-63. Department of Agriculture, Forest Service. Rocky mountain Research Station. Fort Collins.
- RODRIGO, A.; RETANA, J. & PICÓ, X.; 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology* 85: 716-729.
- ROMÁN-CUESTA R.M.; GRACIA, M.; & RETANA, J.; 2009. Factors influencing the formation of unburned forest islands within the perimeter of a large forest fire. *Forest Ecol. Manage.* 258: 71-80.
- SALVATORE, R.; 2008. *La acción del fuego y el papel protector de conos de Pinus halepensis Mill.* Tesis doctoral. Università Della Basilicata. Potenza.
- SÁNCHEZ-HUMANES, B. & ESPELTA, J.M.; 2011. Increased drought reduces acorn production in *Quercus ilex* coppices: thinning mitigates this effect but only in the short term. *Forestry* 85: 716-729.
- SANTOS, A.J.B.; SILVA, G.T.D.A.; MIRANDA, H.S.; MIRANDA, A.C. & LLOYD, J.; 2003. Effects of fire on surface carbon, energy and water vapour fluxes over campo sujo savanna in central Brazil. *Functional Ecology* 17: 711-719.
- SANTOS DEL BLANCO, L.; ZAS, R.; NOTIVOL, E.; CHAMBEL, M.R.; MAJADA, J. & CLIMENT, J.; 2010. Variation of early reproductive allocation in multi-site genetic trials of Maritime

- pine and Aleppo pine. *Forest systems* 19(3): 381-392.
- SANTOS DEL BLANCO, L.; CLIMENT, J.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.C. & PANNELL, J.R.; 2012. Genetic differentiation for size at first reproduction through male versus female functions in the widespread Mediterranean tree *Pinus pinaster*. *Ann. Bot.* 110: 1449-1460.
- SARACINO, A. & LEONE, V.; 1994. The Ecological role of fire in Aleppo pine forests: overview of recent research. In: X.D. Viegas, (ed.), *Proceedings 2nd International Conference of Forest Fire Research*: 887-897. Elsevier. Coimbra.
- SARACINO, A.; PACELLA, R.; LEONE, V. & BORGHETTI, M.; 1997. Seed dispersal and changing seed characteristics in a *Pinus halepensis* Mill. forest after fire. *Plant Ecology* 130: 13-19.
- SARACINO, A.; D'ALESSANDRO, C.M. & BORGHETTI, M.; 2004. Seed colour and post-fire bird predation in a Mediterranean pine forest. *Acta Oecologica* 26(3): 191-196.
- SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. & RODÁ, F.; 2005. Changes in nutrient use efficiency, status and retranslocation in young post-fire regeneration *Pinus halepensis* in response to sudden N and P input, irrigation and removal of competing vegetation. *Trees* 19: 233-250.
- SERRADA, R.; BRAVO, A.; SÁNCHEZ, A.; ALLÚE, M.; ELENA, R. & SAN MIGUEL, A.; 1996. Conversion into high forest in coppices of *Quercus ilex* subsp. *ballota* L. in central region of Iberian Peninsula. *Ann Ist. Sperimentale Selvicoltura* 27: 149-160.
- SELLERS, P.J.; DICKINSON, D.A.; RANDALL, A.K.; BETTS, F.G.; HALL, J.A.; BERRY, G.J.; COLLATZ, A.S.; DENNING, H.A.; MOONEY, C.A.; NOBRE, N.; SATO, C.B.; FIELD, A. & HENDERSON-SELLERS, C.; 1997. Modelling the exchanges of energy, water, and carbon, between continents and the atmosphere. *Science* 275: 502-509.
- SKORDILIS, A. & THANOS, C.A.; 1997. Comparative physiology of seed germination strategies in the seven pine species naturally growing in Greece. In: R. H. Ellis et al. (eds.), *Basic and applied aspects of seed biology*: 623-632. Kluwer. Dordrecht.
- TAPIAS, R.; GIL, L.; FUENTES-UTRILLA, P. & PARDOS, J.A.; 2001. Canopy seed banks in Mediterranean pines of south-eastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. and *P. pinea* L. *J. Ecol.* 89: 629-638.
- TAPIAS, R.; CLIMENT, J.; PARDOS, J.A. & GIL, L.; 2004. Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecology* 171: 53-68
- THANOS, C.A.; 2000. Ecophysiology of seed germination in *Pinus halepensis* and *P. brutia*. In: G. Ne'eman & L. Trabaud (eds.), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*: 37-50, Backhuys Publishers. Leiden.
- THANOS, C.A. & DASKALAKOU, E.N.; 2000. Reproduction in *Pinus halepensis* and *P. brutia*. In: G. Ne'eman & L. Trabaud (eds.), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*: 79-90, Backhuys Publishers. Leiden.
- THOMPSON, J.R. & SPIES, T.A.; 2010. Factors associated with crown damage following recurring mixed-severity wildfires and post-fire management in southwestern Oregon. *Landscape Ecol.* 25:775-789
- THORNLEY, J.H.M. & CANNELL, M.G.R.; 1996. Temperate forest responses to carbon dioxide, temperature and nitrogen: a model analysis. *Plant, Cell and Environment* 19: 1331-1348.
- TERRADAS, J.; 1996. *Ecologia del foc*. Proa. Barcelona.
- TRABAUD, L.; GROSMAN, J. & WALTER, T.; 1985a. Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forest I. Understorey and litter phytomass development after wildfire. *Forest Ecol. Manage.* 12: 269-277.
- TRABAUD, L.; MICHELS, C. & GROSSMAN, J.; 1985b. The recovery of burned *Pinus halepensis* Mill. Forests. II. Pine reconstitution after wild-fire. *Forest Ecol. Manage.* 13: 167-179.
- TRABAUD, L.; 1987. Fire and survival traits of plants. In: L. Trabaud (ed.), *The role of Fire in Ecological Systems*: 65-89. SPB Academic Publishing. The Hague.
- TRABAUD, L. & CAMPANT, C.; 1991. Difficulté de recolonisation naturelle du Pin de Salzmann *Pinus nigra* ssp *salzmannii*

- (Dunal) Franco après incendie. *Biological Conservation* 58: 329-343
- VALLEJO, V.R.; 1999. Post-fire restoration in Mediterranean ecosystems. In: G. Eftichidis, P. Balabanis & G. Ghazi (eds.), *Wildfire management*. European Commission. Algosystems. Athens
- VALLEJO, V.R.; BAUTISTA, S. & ALLOZA, J.A.; 2009. Restauración de montes quemados en áreas mediterráneas. *Recursos Rurais* 5: 55-60.
- VALLEJO, V.R.; ARIANOUTSOU, M. & MOREIRA, F.; 2012. Fire Ecology and post-fire restoration approaches in southern european forest types. In: F. Moreira, M. Arianoutsou, P. Corona, & J. de las Heras (eds.), *Post-fire management and restoration of southern European forests*: 93-119. Springer. Dordrecht.
- VÉLEZ, R.; 2009. Cambio global e incendios forestales: Perspectivas en la Europa Meridional. *Recursos Rurais* 5: 49-54.
- VERKAİK, I. & ESPELTA, J.M.; 2006. Espelta, J.M., Post-fire regeneration thinning, cone production, serotiny and regeneration age in *Pinus halepensis*. *Forest Ecol. Manage.* 231(1-3): 155-163.
- WAKATSUKI, T. & RASYIDIN, A.; 1992. Rates of weathering and soil formation. *Geoderma* 53: 251-263.
- WESTOBY, M.; 1998. A Leaf-Height-Seed (LHS) Plant Ecology Strategy Scheme. *Plant and Soil* 199: 213-227.