

EFECTO DEL MANEJO DE LA MADERA QUEMADA SOBRE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO: DESARROLLO DE TÉCNICAS BLANDAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

JORGE CASTRO^{1*}, SARA MARAÑÓN-JIMÉNEZ¹, ÁNGELA SÁNCHEZ-MIRANDA¹
Y JUAN LORITE²

RESUMEN

Tras los incendios forestales, es habitual en España la extracción completa de la madera quemada, eliminando las ramas y otros restos mediante quema o astillado. Existe sin embargo una intensa polémica sobre la idoneidad de esta práctica forestal, ya que puede suponer un importante impacto en el ecosistema. A pesar de la relevancia del tema para la gestión post-incendio, apenas existen estudios experimentales que analicen el impacto de la saca de la madera sobre el conjunto de la comunidad. En este trabajo se presenta un estudio que se está llevando a cabo en Sierra Nevada, en pinares de repoblación que ardieron en septiembre de 2005. Se han establecido tres parcelas de aproximadamente 25 hectáreas cada una, a distinta cota altitudinal. En cada parcela se han dispuesto tres réplicas de tres tratamientos selvícolas post-incendio que difieren en el grado de intervención: 1) "No intervención", árboles dejados en pie. 2) "Intervención intermedia", corte y desramado del 90% de los árboles, dejando toda la biomasa esparcida por el suelo. 3) "Extracción", corte de todos los árboles, retirada o apilado de troncos, y ramas trituradas con desbrozadora de cadenas. Los resultados tras cuatro años de estudio muestran que la extracción de la madera quemada afecta negativamente las condiciones microclimáticas de la zona, reduce drásticamente la diversidad y abundancia de aves, reduce la diversidad de la comunidad de plantas, y afecta negativamente a la regeneración del pino resinero. La retirada de la madera supone además la eliminación de un importante reservorio de nutrientes que podría incorporarse paulatinamente al suelo en caso de no ser sacada. Los resultados recomiendan una discusión profunda sobre la idoneidad de esta práctica forestal. A pesar de que no deja de ser una actuación necesaria desde un punto de vista selvícola en muchos casos, deberían implementarse alternativas de manejo más variadas y ricas que la extracción a gran escala en función de las características de la zona y de los objetivos de la restauración.

Palabras clave: Incendios forestales, Interacciones positivas, Recuperación de la biodiversidad, Regeneración post-incendio, Saca de madera, Técnicas blandas de restauración ecológica.

SUMMARY

There is an intense debate about the effects of post-fire salvage logging versus non-intervention policies on community regeneration, but scant support is available from experimental studies. We manipulated a burnt forest area on a Mediterranean mountain to experimentally analyze the effect of salvage logging

¹Grupo de Ecología Terrestre, Departamento de Ecología, Universidad de Granada.

²Departamento de Botánica, Universidad de Granada.

*Autor para correspondencia. Correo electrónico: jorge@ugr.es

on several aspects related to post-fire regeneration. We used a randomized block design with three plots of ca. 25 hectares each, established along an elevational gradient in a recently burned area in Sierra Nevada National Park (SE Spain). Three replicates of three treatments differing in post-fire burnt wood management were established per plot: "Salvage logging" (SL), "Non-intervention" (NI), and an intermediate degree of intervention (felling and lopping most of the trees but leaving all the biomass *in situ*; "Partial cut plus lopping", PCL). Several variables related to community regeneration were monitored: i) the natural regeneration of a woody species (*Pinus pinaster*, *Ulex parviflorus* and *Adenocarpus decorticans*); ii) bird-species abundance, diversity, and assemblage composition; iii) plant species diversity; and iv) nutrient pool in the burnt wood and its role in relation to soil fertility. The results show that pine seedling survival was the highest in PCL. This was associated with the amelioration of microclimatic conditions under the scattered trunks and branches, which reduced radiation and soil temperature while increasing soil moisture. Branches also protected the *Ulex* plants from ungulate herbivores. Bird species abundance and richness was reduced up to 50% and 40% (respectively) in SL in comparison to the other treatments; moreover, SL altered deeply the original assemblage composition. Plant diversity in SL was also reduced ca. 25% in relation to the other treatments. The burnt wood contained a large proportion of nutrients in relation to the content in the soil. The results are consistent across years and plots in all the cases. A balance of ecological and economical implications is being made, although still we have to wait some years to have all the information. However, the current results strongly support that salvage logging has a negative effect on several key aspects related to ecosystem regeneration.

Key words: Burnt wood management, Forest fires, Positive interactions, Post-fire regeneration, Restoration ecology, Restoration of biodiversity, Salvage logging, Slash manipulation.

INTRODUCCIÓN

Tras perturbaciones de gran intensidad como los incendios forestales, el ecosistema presenta un estado profundamente transformado en el que abundan restos en pie de madera calcinada. Los trabajos forestales que se acometen en relación a los restos de madera quemada pueden ser potencialmente variados, si bien el procedimiento estandarizado en nuestro país es, en la mayor parte de los casos, la saca de la madera, a veces combinada con el astillado de ramas y otros restos no aprovechables (MARTÍNEZ-SÁNCHEZ *et al.* 1999; BAUTISTA *et al.* 2004; CASTRO *et al.* 2009). Esto supone un profundo cambio en el paisaje post-incendio y en la estructura de la zona afectada, pasando de una masa dominada por árboles quemados en pie a una superficie desprovista de gran parte de la biomasa vegetal. Esta práctica supone con frecuencia un costo adicional en las labores post-incendio que se acometen, al menos a corto plazo, ya que la madera quemada en los montes españoles carece hoy día de valor económico en la mayoría de los casos (BAUTISTA *et al.* 2004).

Las razones que han justificado tradicionalmente la saca de la madera en España están muy ligadas a la selvicultura, y son fundamentalmente las siguientes (CASTRO *et al.* 2009): 1) eliminar la carga de combustible muerto con objeto de aminorar el riesgo de nuevos incendios; 2) reducir el riesgo de incidencia de plagas y enfermedades asociadas a la madera parcialmente quemada o en mal estado; 3) eliminar los riesgos derivados del derribo de los árboles con posterioridad al incendio; 4) facilitar las labores de repoblación forestal y posteriores trabajos relacionados con la restauración hidrológico-forestal del área quemada; y 5) reducir los costos de la extracción de la madera, que serían mayores en caso de tener que retirarla pasado más tiempo desde el incendio. Una sexta razón entra dentro del campo de la sociología y la psicología, y excede al ámbito de lo selvícola y ecológico: las consecuencias emotivas y estéticas derivadas del incendio, asumiendo que los ciudadanos deploran los paisajes incendiados y prefieren ver una superficie despojada de todo resto calcinado antes que un cementerio de árboles quemados, especialmente si han tenido vinculación afectiva previa con el paisaje.

Sin embargo, diversas evidencias sugieren que la eliminación de los restos de madera quemada puede afectar negativamente a la regeneración forestal y a diversos procesos del ecosistema (BESCHTA *et al.* 2004; KARR *et al.* 2004; LINDENMAYER & NOSS 2006; DELLASALA *et al.* 2006; DONATO *et al.* 2006; CASTRO *et al.* 2010a,b). Además, las razones mencionadas para la corta y saca de la madera dependen de las características de la zona afectada por un incendio. Así por ejemplo, en lo referente a la reducción del riesgo de incendios forestales como consecuencia de la eliminación de los restos de madera, no existen hasta la fecha estudios concluyentes que verifiquen este supuesto (ver, por ejemplo, McIVER & STARR 2000; BROWN *et al.* 2003; MORITZ *et al.* 2004; THOMPSON *et al.* 2007). Transcurridos pocos años después de un incendio (5-15, dependiendo de las zonas), los restos de madera que quedan son sólo los de mayor calibre, con escasa presencia de astillas de menor tamaño que permitan la propagación del fuego y con avanzado estado de descomposición, por lo que algunos autores apuntan que es poco probable que sea la causa de nuevos incendios. La dificultad que la madera quemada suponga para el acceso a la zona con objeto de posibles actuaciones forestales futuras depende de la tasa de descomposición y tiene sentido sólo si se pretende acceder a los pocos años, cosa que puede o no requerirse en función del uso y plan de gestión que pretenda darse a la zona a corto plazo. El riesgo de accidentes por caída de árboles puede eliminarse tumbando sólo los árboles quemados de los lados de sendas y caminos. Finalmente, el argumento del posible foco de infección de perforadores es sólo válido en caso de madera parcialmente quemada. En madera totalmente quemada, sin restos de floema vivo, no pueden vivir las larvas de los perforadores plaga (e.g. ROSS 1997), y no se ha podido establecer una relación causa-efecto fehaciente entre presencia de madera quemada y origen de plagas (JENKINS *et al.* 2008).

Por contra, retirar la madera quemada puede tener consecuencias negativas sobre numerosos aspectos de la estructura y función del ecosistema. La perturbación asociada a la saca de la madera puede incrementar la escorrentía y erosión del suelo (BAUTISTA *et al.* 2004). El arrastre que supone la

retirada de la madera puede originar la muerte de una parte importante del banco de plántulas o dañar rebrotes que haya hasta el momento de la actuación forestal, afectando negativamente a la regeneración (DONATO *et al.* 2006; CASTRO *et al.* 2010a). Los restos de madera quemada dejados *in situ* suponen además una importante fuente de nutrientes que se incorporan poco a poco al suelo (WEI *et al.* 1997; BROWN *et al.* 2003), lo que repercute en la actividad de los organismos descomponedores del suelo, en las tasas de reciclaje de nutrientes, y en definitiva en la disponibilidad de nutrientes para las plantas. La eliminación de la madera tiene un profundo impacto en la biodiversidad de insectos (DAJOZ 2001), lo que a su vez puede afectar a la abundancia y diversidad de otros organismos, por ejemplo aves (HUTTO 2006; CASTRO *et al.* 2010b). Dejar restos de madera quemada puede tener además efectos positivos directos sobre la regeneración forestal. Los pies de árboles quemados pueden reducir la radiación incidente y el estrés hídrico de plántulas, rebrotes o plantones repoblados (e.g. GRACIA & RETANA 2004; CASTRO *et al.* 2008, 2010a), favoreciendo el establecimiento de plántulas y rebrotes. Pueden además actuar como perchas o refugio para aves dispersantes de semillas, que hacen las veces de "repobladores forestales" potenciando la entrada de plantas de la comunidad madura (muchos arbustos y árboles productores de fruto carnoso) e incrementando la diversidad del sistema (CASTRO *et al.* 2010b).

En definitiva, no hay datos concluyentes que apoyen un beneficio de la retirada de la madera quemada tras incendios forestales mientras que, al contrario, se acumulan evidencias de que dicha retirada puede tener consecuencias negativas sobre la regeneración y restauración. Los trabajos sobre la madera son sin embargo una de las primeras actuaciones que hay que decidir y suponen, en muchos casos, un elevado coste. En este proyecto se pretende analizar el efecto del manejo de la madera quemada sobre la capacidad de regeneración y la restauración forestal post-incendio, así como valorar la viabilidad técnica y económica de distintas alternativas a medio plazo. Para ello se contemplan los siguientes objetivos específicos: 1) Analizar el efecto de la saca de la madera sobre la regenera-

ción natural de especies leñosas. 2) Analizar el efecto de la saca de la madera sobre la diversidad de la comunidad de plantas y animales (aves). 3) Analizar el papel de la madera quemada como reservorio de nutrientes para el suelo. Y 4) Realizar un balance global de las implicaciones (costes y beneficios) ecológicas y económicas de cada uno de los tratamientos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio, parcelas y tratamientos

El estudio se lleva a cabo en el Parque Natural y Parque Nacional de Sierra Nevada, en un área de 1.300 Ha de pinares de repoblación incendiados en Septiembre de 2005. Para ello se han establecido a lo largo de un gradiente altitudinal tres parcelas de aproximadamente 25 hectáreas cada una, dentro de las cuales se disponen tres réplicas de tres tratamientos selvícolas post-incendio que difieren en el grado de intervención (Figura 1), siendo éstos:

- 1) “No intervención” (Ni), árboles dejados en pie.
- 2) “Intervención intermedia” (Ii), corte y desramado del 90% de los árboles, dejando los restos esparcidos por el suelo. Los troncos se trocearon en dos-tres trozas.
- 3) “Extracción” (Ex), en el que se cortaron todos los árboles, se apilaron los troncos manualmente (pilas de 10-15 troncos), y se trituraron las ramas. Inicialmente estaba prevista la extracción de los troncos con un autocargador. Sin embargo, este paso fue cancelado durante los trabajos forestales debido a las dificultades que suponía el trabajo del autocargador dentro de la disposición espacial de las distintas réplicas y tratamientos (Figura 1).

El tratamiento Ni responde a una actuación mínima y, por tanto, con mínimo coste. Para el tratamiento Ii, la decisión de dejar ramas *in situ* se fundamenta en el hecho de que estas estructuras pueden mejorar el reclutamiento de rebrotes, plántulas y plantones, ofreciendo al mismo tiempo protección frente a los herbívoros. El tratamiento Ex

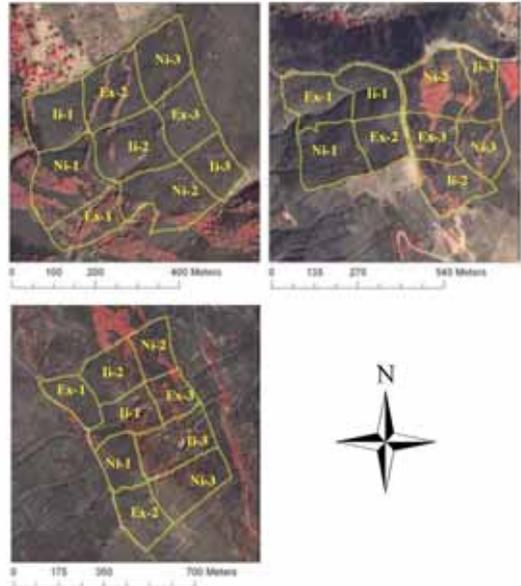


Figura 1. Ortofotografía (tomada en el infrarrojo) en la que se muestran las réplicas de cada tratamiento (tres por tratamiento) para las parcelas 1, 2 y 3 (Noviembre de 2005). Arriba, izquierda: parcela 1; arriba, derecha, parcela 2; abajo, parcela 3. Los tratamientos son: No Intervención (Ni); Intervención intermedia (Ii) y Extracción (Ex). La imagen muestra en color rojo la vegetación con actividad fotosintética un mes después del fuego. Algunos de los árboles muestran escasa actividad fotosintética (colores naranjas) y murieron durante el siguiente verano, y algunos árboles vivos parcialmente dañados por el fuego fueron cortados en los tratamientos. Como resultado, queda aproximadamente un 6 % de árboles vivos en las parcelas experimentales. Imágenes aportadas por la dirección del Parque Nacional de Sierra Nevada.

Figure 1. Post-fire orthorectified aerial photographs of the study plots taken on November 2005 (one month after the fire). Top-left, plot 1; top-right, plot 2; bottom-left, plot 3. Yellow lines indicate the boundaries of the within-plot experimental treatment replicates: Ni = Non-Intervention, Ii = Partial Cut plus Lopping, and Ex = Salvage Logging. These color infrared photographs display photosynthetic activity one month after the fire as red colors. Many of the pine trees showing some photosynthesis in this photo (especially intermediate orange colors) died during the next summer, and some live trees partially damaged by fire were cut in the treatments. As a result, live trees currently cover ca. 6% of the experimental plots. Photo courtesy of National Park of Sierra Nevada.

responde a una práctica común por las administraciones tras los incendios forestales. Dado que el tratamiento Ex no pudo realizarse con la misma intensidad con la que se realizó en el área circundante a las parcelas experimentales, para algunos de los estudios del proyecto se consideraron además tres

réplicas por parcela (de unas 3 hectáreas cada una) en la matriz de extracción que rodea a cada una de las parcelas experimentales (tratamiento Ex-M). Los tratamientos se realizaron entre el 21 de abril y el 28 de junio de 2006. Las tres parcelas se ubican sobre suelos silíceos, procedentes de micaesquistos del complejo Nevado-Filábride. La parcela 1 se sitúa en torno a los 1.400 m de altitud, la parcela 2 en torno a 1.700 m, y la parcela 3 a 1.900 m.

Caracterización inicial de las parcelas y tasa de caída de arbolado

La superficie, pendiente y coordenadas UTM de cada parcela se determinaron con un sistema de información geográfica (Tabla 1). La densidad inicial de arbolado tras el incendio se determinó contando el número de árboles comprendido en cuatro cuadrados de 25 × 25 m (distribuidos al azar pero sin solapamiento) en cada una de las réplicas de cada tratamiento y parcela. El diámetro basal y normalizado (*dbh*) se midió para 30 árboles (escogidos al azar) en cada uno de los cuadrados de 25 × 25 m, por tanto en 120 árboles por réplica (Tabla 1). Al inicio del estudio, se marcaron 100 árboles en cada una de las réplicas del tratamiento Ni y del tratamiento Li con objeto de estimar la tasa de caída del arbolado quemado (muestreos realizados en enero-febrero de cada año). En conjunto, no hubo caída de árboles en 2006 y 2007. En 2008 se registró una tasa de caída del 13,3±0,3%, en 2009 del 83,5±4,0, y en 2010 del 98,3±1,0.

Regeneración natural de especies leñosas

El estudio se llevó a cabo sobre tres especies leñosas que presentaron regeneración natural tras

el incendio, el pino resinero (*Pinus pinaster*), la alulaga (*Ulex parviflorus*) y la rascavieja (*Adenocarpus decorticans*). Para el caso de *P. pinaster* (especie serotina), el estudio se realizó en la parcela 1, la única en la que se presenta esta especie (el resto de parcelas se ubican por encima del límite altitudinal de la especie). La parcela 1 se localiza en un área en la que se encontraban tanto *P. pinaster* como *P. nigra*. Con objeto de eliminar la posible interferencia en el estudio por la presencia de esta segunda especie, el trabajo se restringió a una única réplica de cada tratamiento en las que pudo verificarse que todos los individuos eran de *P. pinaster* (Ni-3, Li-1 y Ex-2; ver Figura 1). Para cada uno de los tratamientos, se marcaron 150 plántulas (distribuidas al azar) entre el 1 y el 5 de junio de 2006 (justo cuando concluyeron los trabajos forestales en esta parcela). Para estas plántulas se muestreó supervivencia y crecimiento periódicamente durante el primer verano, en septiembre de 2007, y en mayo y septiembre de 2008. Los patrones de crecimiento fueron similares entre años, por lo que sólo se muestran resultados del último muestreo (plantas de tres años). La herbivoría sufrida por ungulados fue también anotada, pero los valores fueron muy bajos (<1%) y no se han considerado para los análisis.

La regeneración de *U. parviflorus* se analizó en todas las réplicas de cada tratamiento de las parcelas 1 y 2 salvo en la réplica Li-3 de la parcela 2 por falta de individuos (la parcela 3 se ubica por encima del límite altitudinal de la especie). En junio de 2006 se marcaron 50 individuos de *U. parviflorus* para cada una de las réplicas (850 individuos en total). La supervivencia y el creci-

	Parcela		
	1	2	3
Coordenadas UTM (x; y)*	456070; 4089811	455449; 4091728	457244; 4091551
Área (hectáreas)	17,7	23,9	31,7
Altitud*	1477	1698	2053
Pendiente (%)**	30,3	28,7	31,4
Densidad arbolado‡	1477±46	1064±67	1051±42
Diámetro basal (cm)	17,7±0,2	18,3±0,1	15,7±0,1
Diámetro a 1,30 m (cm)	13,3±0,2	14,5±0,2	10,7±0,2

Tabla 1. Localización y características de las parcelas de estudio. *Medida en el centro de la parcela. **Media de las pendientes de las 9 réplicas. ‡Árboles por hectárea.

Table 1. Location and some characteristics of the study plots. *Measured at the centre of the plot. ** Average of the slope of the three plots. ‡Trees per hectare.

miento de cada uno de ellos se muestrearon en octubre de 2006, 2007 y 2008. El riesgo de herbivoría por ungulados se cuantificó para los dos primeros años de estudio como una variable binomial (individuo atacado o no atacado).

El estudio de la regeneración de *A. decorticans* se llevó a cabo en todas las réplicas de cada tratamiento de las parcelas 1 y 2, y en 6 réplicas de la parcela 3 (réplicas Ni-2, Ni-3 y Ex-3 no utilizadas debido a la ausencia de individuos). En junio de 2006 se marcaron 50 individuos de *A. decorticans* para cada una de las réplicas de parcela y tratamiento (1200 individuos en total). La supervivencia y el crecimiento de cada uno de ellos se muestrearon en octubre de 2006, 2007, 2008 y 2009 (en 2009 sólo supervivencia). La herbivoría por ungulados se cuantificó durante todo el estudio, si bien presenta valores anecdóticos y no se ha considerado para los análisis.

Durante el período de muestreo se registraron diversas variables abióticas con potencialidad de afectar a la supervivencia de las plantas en una réplica por tratamiento en las parcelas 1 y 3. Para la parcela 1, la temperatura del suelo a 3 cm de profundidad se midió entre el 22 y el 25 de agosto de 2006 con sensores HOBO H8 (Onset Computer Corporation, Massachusetts, USA), usando 5-6 sensores por tratamiento (seis medidas por hora para cada punto). La radiación PAR incidente a 25 cm del suelo entre las 8,00 y las 16,00 horas (hora solar) se muestreó el 11 de julio de 2007 con un ceptómetro (EMS7 canopy transmission meter, PP-system. U.K.); para cada hora, se realizaron ciclos de 25 medidas por tratamiento en puntos elegidos al azar. La humedad del suelo entre 0 y 5 cm de profundidad se muestreó el 9 de agosto de 2006 mediante el método gravimétrico (10 muestras por tratamiento). La humedad del suelo también se midió con un sistema TDR entre 0-12 cm de profundidad el 9 de junio de 2007 (20 réplicas por tratamiento). Para la parcela 3 se realizaron medidas similares de temperatura del suelo (13-18 de julio de 2007), de radiación PAR (17 de julio de 2007) y humedad del suelo (8 de agosto de 2007; gravimétrico). El patrón entre tratamientos es similar para ambas parcelas (CASTRO *et al.* 2008, 2010a) y sólo se aportan datos de la parcela 1.

Efecto de la saca de la madera sobre la diversidad de la comunidad de plantas y de aves

En la primavera de 2007 se muestreó la composición florística en cada una de las réplicas de cada tratamiento y parcela mediante transectos permanentes (8 transectos de 25 × 2 m por réplica de cada tratamiento y parcela) dispuestos perpendiculares a las curvas de nivel. Cada 50 cm del transecto se anotaba la identidad del contacto con una aguja perpendicular al suelo en el centro del transecto y a un metro a cada lado del transecto (150 puntos por transecto). Con estos datos se estima también la cobertura de la vegetación. Para este estudio se consideró el tratamiento Ex-M en lugar del Ex.

La composición de la comunidad de aves se muestreó en cada una de las réplicas de cada tratamiento en las tres parcelas de estudio mediante puntos de escucha durante la estación reproductora y durante el invierno, en dos años consecutivos (inviernos de 2006 y 2007; primaveras de 2007 y 2008). Para este estudio se utilizó además el tratamiento Ex-M, que sirvió como control procedural (CASTRO *et al.* 2010b). Para ello se estableció un punto de muestreo en el centro de cada réplica de cada tratamiento (12 puntos de muestreo × 3 parcelas = 36 puntos de muestreo), en el que se realizaron censos de 6 min de duración (4-6 censos por réplica y período del año; 720 censos en total). Toda ave vista u oída dentro de los límites de la réplica durante el tiempo de muestreo fue anotada. No se incluyeron en el estudio las rapaces o las aves que se alimentan en vuelo como vencejos o golondrinas, ya que el muestreo por puntos de escucha no resulta apropiado para estos casos (BIBBY *et al.* 1992).

Papel de la madera quemada como reservorio de nutrientes I: contenido en nutrientes y tasa de descomposición de la madera.

El contenido de macro y micronutrientes en la madera quemada (C, N, P, K, Cu, Fe, Mg, Zn, Mn, Ca y Na) se estimó en 50 muestras de troncos cogidos al azar para cada parcela en 2006 y en 20 troncos por parcela en 2008. Para ello se dispusieron en campo troncos de distinto grosor pero de igual longitud (75 cm) para los que se estimó

el contenido en nutrientes inicial y el final tras dos años. Con objeto de estimar el reservorio de nutrientes contenido inicialmente en la madera quemada, se calculó la biomasa de madera mediante ecuaciones de cubicación. La media de las variables dasométricas obtenidas para cada una de las parcelas se utilizó para el cálculo de la biomasa total aproximada por unidad de superficie mediante la herramienta de cálculo cubiFOR para Microsoft Excel, desarrollada por el Centro de Servicios y Promoción Forestal y de su Industria de Castilla y León (CeseFor; url: <http://cubiFOR.cesefor.com/>). La biomasa correspondiente a las acículas no fue considerada en la estimación (dado que se consumieron totalmente en el incendio). El dato obtenido permite extrapolar el reservorio de nutrientes por unidad de superficie para cada una de las parcelas.

Para la estima de la tasa de descomposición, en febrero-marzo de 2006 se tomaron 50 muestras de troncos de diferente diámetro (secciones de unos 10 cm de altura) para cada una de las parcelas. Para cada muestra se determinó el volumen y su peso seco; con estos valores se estableció una recta de regresión para estimar el peso seco inicial para cualquier tronco (ver SANDSTRÖM *et al.* 2007 para metodología similar). Adicionalmente, se marcaron troncos de madera en el campo, estandarizados a una longitud de 75 cm, se les midió su diámetro y se dejaron sobre el terreno permitiendo su descomposición de forma natural. Al cabo de dos años (mayo de 2008) se determinó el grado de descomposición en 20 muestras por parcela a partir de la pérdida de peso (diferencia entre el peso seco inicial a partir de rectas de regresión y el peso seco tras dos años). Todos estos estudios se desarrollaron en el tratamiento Ii.

Papel de la madera quemada como reservorio de nutrientes II: efecto de la presencia de madera sobre el contenido de nutrientes del suelo.

Con objeto de analizar el papel fertilizador de la madera quemada, se realizó un muestreo de suelos (0-10 cm de profundidad) tras 2 años del incendio en puntos bajo troncos en descomposición y en puntos apareados alejados al menos 1 m de los troncos en descomposición (muestras de troncos

utilizadas para el apartado anterior). De cada muestra se analizó la concentración de C y N total, NO_3^- y P libre disponible en el suelo. Igualmente se determinó el contenido en C, N y P de los troncos de madera situados sobre los puntos de muestreo de suelo.

Balance de costes y beneficios ecológicos y económicos de las actuaciones

Para cada una de las réplicas experimentales se ha cuantificado el coste de todas las operaciones forestales que se están realizando. En el invierno de 2010 se ejecutará (actualmente en curso) una reforestación en las parcelas de estudio. Como hipótesis de partida planteamos que el coste de ejecución de actuaciones forestales en cada tratamiento variará en función del tipo de actuación. Así por ejemplo, el coste inicial del tratamiento Ni es nulo frente a un coste máximo de actuación en el tratamiento Ex. Sin embargo, el coste de la reforestación se espera que sea mayor en el tratamiento Ni. Posteriormente, se considerará el éxito de las actuaciones y el coste asociado (p. ej., éxito de establecimiento de plántulas y coste de reposición de marras). Con esta información podremos valorar la técnica de gestión más adecuada desde el punto de vista ecológico y/o económico. Este objetivo está aún en curso y no es posible ofrecer datos definitivos.

Análisis de datos

Las variables abióticas se analizan con ANOVAs (de medidas repetidas en el caso de la radiación PAR y temperatura del suelo). Las variables de crecimiento de las plantas y del contenido de nutrientes en madera y suelo se han analizado mediante ANOVAs factoriales (análisis realizados sólo para el último año de muestreo en el caso del crecimiento de las plantas). La supervivencia se analiza mediante un test de χ^2 para el caso de *P. pinaster* y mediante un modelo nominal logístico para el caso de *U. parviflorus* y *A. decorticans*. El riesgo de herbivoría en *U. parviflorus* se analiza igualmente mediante un modelo nominal logístico. Para el análisis de la abundancia y diversidad de aves y plantas se usan igualmente ANOVAs; para las plantas se usa el valor del índice de Shannon-Weaver de cada transecto como estimador de

la diversidad, mientras que para las aves se utiliza la riqueza específica como estimador de la diversidad (suma de la riqueza de especies de los 4-6 censos por período y punto de muestreo). Para los casos en los que el factor parcela se ha incluido en los modelos, se ha considerado como un bloque y, por tanto, como un factor al azar (QUINN & KE-OUGH 2002), construyéndose un modelo mixto (tratamiento como factor fijo). Para estos análisis se ha utilizado el software JMP 7.0 (SAS Institute).

Los datos de los censos de aves se han analizado además mediante un análisis canónico de correspondencias (CCA) para testar el efecto de la parcela y del tratamiento sobre la composición de la comunidad (parcela usada como covariable; significación de las variables testada con un test de Monte Carlo con 999 permutaciones). Como variable dependiente se consideró el promedio del número de individuos para cada especie encontrado en el conjunto de los 4-6 censos por punto de muestreo y período del año. Para estos análisis se ha utilizado el software CANOCO v 4.5.

RESULTADOS

Regeneración natural de *Pinus pinaster*, *Ulex parviflorus* y *Adenocarpus decorticans*

En relación a las variables ambientales, la presencia de madera quemada redujo en aproximadamente un 30% la radiación incidente en el

suelo en relación al tratamiento Ex. La temperatura del suelo fue también claramente menor en presencia de madera quemada (tratamientos Ni y Ii), con valores de hasta ca. 10 °C de diferencia (Tabla 2, Figura 2). Todo esto se tradujo en diferencias en la humedad del suelo entre tratamientos, que alcanzó los mayores valores en Ii (2,8±0,4%), seguida de Ex (1,8±0,3) y Ni (1,0±0,1; F=9,72; g.l.=2, 27; P=0,0007). La temperatura del suelo durante la noche fue sin embargo menor en el tratamiento Ex (Figura 2; interacción significativa entre tratamiento y tiempo, Tabla 2; todos los datos para la parcela 1).

La supervivencia de los pinos al cabo de tres años difirió entre tratamientos ($\chi^2=33,52$; g.l.=2; P<0,0001), siendo máxima en el tratamiento Ii (47,3%), seguida de Ex (38,7%) y Ni (17,3%). El crecimiento de los pinos también varió entre tratamientos (P<0.05 para todos los parámetros) y siguió un patrón muy relacionado con la disponibilidad de luz. Así, la altura osciló desde los 52,7±2,7 cm en Ni a los 44,2±1,8 en Ex; el diámetro de tronco fue máximo en Ex (13,0±0,5 mm) y mínimo en Ni (9,4±0,8); el número de brotes fue máximo en Ex (21,5±1,1) y mínimo en NI (11,9±1,7).

La supervivencia tanto de *U. parviflorus* (al cabo de tres años) como de *A. decorticans* (al cabo de 4 años) no varió entre parcelas, pero sí entre tratamientos (Tabla 3). En cualquier caso, la supervivencia fue muy alta en todos los casos, con valores que oscilaron entre el 95,0% en Ex y el

Parametro	Fuente	gl*	F	P
Temperatura del suelo	Dentro de sujeto Tratamiento (A)	2, 285	30.44	<0.0001
	Entre sujetos			
	Tiempo (B)	23, 263	894.61	<0.0001
	A x B	46, 526	31.13	<0.0001
Radiación PAR	Dentro de sujeto Tratamiento (A)	2, 72	192.57	<0.0001
	Entre sujetos			
	Tiempo (B)	8, 65	222.63	<0.0001
	A x B	16, 130	22.61	<0.0001

Tabla 2. Resumen del ANOVA de medidas repetidas para la temperatura del suelo a 3 cm de profundidad y la radiación PAR a 25 cm del suelo en relación al manejo de la madera quemada en el estudio sobre la regeneración del pino resinero (*P. pinaster*). Los tratamientos son No intervención, Intervención intermedia, y Extracción.

Table 2. Summary of the repeated-measurement analysis of variance for soil temperature at 3 cm depth and PAR radiation at 25 cm from ground level in relation to treatment and time of the day. Treatments are No intervention, Partial cut plus lopping, and Salvage logging. *Numerator and denominator, respectively.

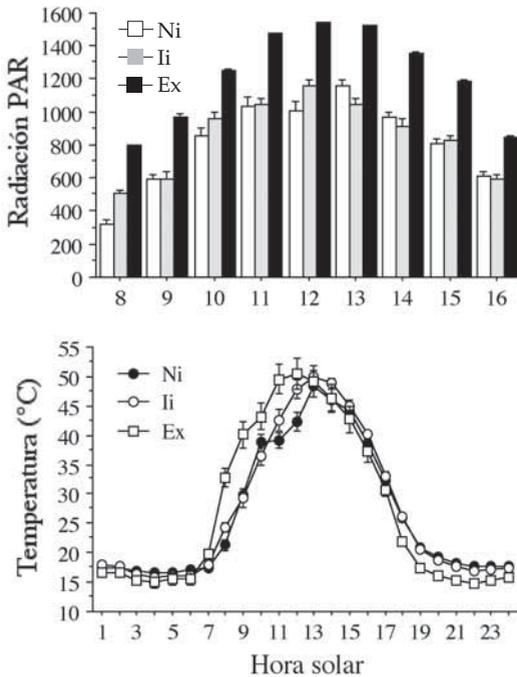


Figura 2. Arriba: Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR; $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) medida en intervalos horarios en los tres tratamientos desde las 8:00 h hasta las 16:00 hora solar (dos horas menos de la hora local) el 11 de julio de 2007 en la parcela 1. Cada barra de la gráfica corresponde a la media $\pm 1\text{SE}$ por hora (25 datos por hora). Ni = no intervención; Ii = intervención intermedia; Ex = Extracción. Abajo: temperatura del suelo a 3 cm de profundidad alcanzada cada hora desde el 22 al 25 de agosto de 2006 en los tres tratamientos en la parcela 1. La temperatura fue medida en intervalos de 10 min., y los 6 registros por hora se usaron para calcular la media de los valores por hora. Cada punto del gráfico corresponde a la media $\pm 1\text{SE}$ por hora para un intervalo de 4 días de medida (4-5 registros utilizados por tratamiento).

Figure 2. Top: Photosynthetic Active Radiation (PAR; $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) measured at hourly intervals in the three treatments from 8:00 h to 16:00 h solar time (local time two hours ahead of solar time). Radiation was recorded 25 times per treatment every hour (in the first 15-20 min of each hour). Each barr in the graph corresponds to the mean $\pm 1\text{SE}$ per hour for the 25 records per hour. Bottom: soil temperature at 3 cm depth reached at hourly intervals from 22 to 25 August 2006 in the three treatments over a 24 h period. Temperature was measured every 10 min., and the six records per hour were used to calculate the mean value per hour. Each point in the graph corresponds to the mean $\pm 1\text{SE}$ per hour for the 4 days interval of measurement (4-5 data loggers used per treatment). Hour is shown in solar time (local time two hours ahead of solar time). : Ni = Non-Intervention, Ii = Partial Cut plus Logging, and Ex = Salvage Logging.

88,2% en Ni para *U. parviflorus*, y 97,1% en Ni y el 94,0% en Ii para *A. decorticans*. Para el crecimiento apenas hubo diferencias entre parcelas y trata-

mientos, si bien se detectó una interacción significativa entre los dos factores en las dos especies (Tabla 3). En conjunto, la altura de *U. parviflorus* al cabo de 3 años fue de $55,4 \pm 0,7$ cm, mientras que el diámetro de copa de *A. decorticans* al cabo de 3 años fue de $89,5 \pm 1,2$ cm.

Para el caso de *U. parviflorus*, el riesgo de herbivoría por ungulados varió entre parcelas y tratamientos para los dos primeros años de estudio (Tabla 4). En conjunto, el tratamiento Ii mostró menor riesgo de herbivoría (28,5% de plantas herbivorizadas) que Ni (38,8%) y Ex (40,8%; años, parcelas y tratamientos considerados simultáneamente).

Efecto de la saca de la madera sobre la diversidad de la comunidad de plantas y de aves

Se registraron 103 especies de plantas no anuales. No hubo diferencias entre parcelas o tratamientos en la cobertura de vegetación (si bien hubo una interacción significativa entre factores; Tabla 5), con un valor global del $69,3 \pm 1,0\%$ (especies anuales y no anuales). Por el contrario, para la diversidad (índice de Shannon-Weaver) hubo diferencias entre parcelas y tratamientos (con interacción marginalmente significativa; Tabla 5). No obstante, en todas las parcelas se observa que los valores menores de diversidad se registran en el tratamiento Ex-M, mientras que los mayores valores se registran en Ni o Ii (Figura 3).

En cuanto a las aves, se censaron 44 especies, con un total de 1596 registros en el conjunto de todos los censos (Tabla 6). La abundancia de aves varió entre tratamientos, siendo máxima en los tratamientos donde se dejó la madera (Ni y Ii) y mínima donde se extrajo la madera (Ex y Ex-M; Figura 4; diferencias significativas entre tratamientos; sin diferencias entre parcelas). La riqueza de especies siguió el mismo patrón, con valores máximos en Ni y Ii, y mínimos en Ex y Ex-M (Figura 4; diferencias significativas entre tratamientos; sin diferencias entre parcelas).

El primer eje de especies del CCA estuvo fuertemente correlacionado con el primer eje ambiental ($r=0.865$). Este eje estuvo determinado funda-

		g.l.	Valor del estadístico	P
Supervivencia de <i>Ulex</i>	Parcela (P)	1	2,27	0,1319
	Tratamiento (T)	2	9,36	0,0093
	P x T	2	5,95	0,0510
Supervivencia de <i>Adenocarpus</i>	Parcela (P)	2	2,22	0,3289
	Tratamiento (T)	2	20,16	<0.0001
	P x T	4	28,16	<0.0001
Crecimiento de <i>Ulex</i>	Parcela (P)	1	10,85	0,0809
	Tratamiento (T)	2	0,41	0,7106
	P x T	2	5,48	0,0043
Crecimiento de <i>Adenocarpus</i>	Parcela (P)	2	4,06	0,1072
	Tratamiento (T)	2	0,99	0,4433
	P x T	4	4,59	0,0011

Tabla 3. Resumen de los análisis para la supervivencia y el crecimiento de *Ulex parviflorus* y *Adenocarpus decorticans* en función del manejo de la madera quemada (tratamiento) y de la parcela. Para la supervivencia se ha utilizado un modelo nominal logístico (estadístico, Wald χ^2); para el crecimiento se ha utilizado un ANOVA factorial mixto con tratamiento como factor fijo y parcela como factor al azar (estadístico, F de Snedecor). La supervivencia de *U. parviflorus* se analiza al cabo de tres años; la de *A. decorticans* se analiza al cabo de cuatro años. La variable de crecimiento analizada para *U. parviflorus* es la altura de la planta al cabo de tres años. La variable de crecimiento analizada para *A. decorticans* es el diámetro de la copa al cabo de tres años (media del diámetro mayor y diámetro menor).

Table 3. Summary of the analyses for *Ulex parviflorus* and *Adenocarpus decorticans* survival and growth in relation to post-fire burnt wood management. For survival, we used a nominal logistic model (Wald χ^2); for growth, we used a mixed factorial ANOVA with treatment as a fixed factor and plot as a random factor (F of Snedecor). Survival of *U. parviflorus* is analyzed after three growing seasons; survival of *A. decorticans* is analyzed after four growing seasons. The parameter analyzed for *U. parviflorus* growth is plant height after three growing seasons. The parameter analyzed for *A. decorticans* growth is plant diameter after three growing seasons. Treatments are Non intervention.

	g.l.	1 ^{er} año (2006)		2 ^o año (2007)	
		Wald χ^2	P	Wald χ^2	P
Parcela (P)	1	7.39	0.0065	5.86	0.0155
Tratamiento (T)	2	9.90	<0.0071	7.67	0.0216
P x T	2	6.86	0.0323	5.50	0.0640

Tabla 4. Resumen del análisis para el riesgo de herbivoría por ungulados en *Ulex parviflorus* (individuos que han sido comidos al menos una vez).

Table 4. Summary of the analyses for risk of herbivory by ungulates in *Ulex parviflorus* (proportion of individuals that have been herbivorized).

Variable	Fuente	g.l.	F	P
Shannon-Weaver	Parcela (P)	2	11.44	0.0221
	Tratamiento (T)	2	19.36	0.0088
	P x T	4	2.30	0.0598
	Error	204		
Cobertura	Parcela (P)	2	0.43	0.6760
	Tratamiento (T)	2	0.99	0.4460
	P x T	4	13.27	<0.0001
	Error	204		

Tabla 5. Resumen del ANOVA de dos vías para la diversidad de plantas (índice de Shannon-Weaver; especies anuales no consideradas) y la cobertura de la vegetación (anuales y no anuales consideradas) en relación al manejo de la madera quemada. Los tratamientos son No intervención, Intervención intermedia, y Extracción.

Table 5. Summary of the two way ANOVA for plant species diversity (Shannon-Weaver index; annual species not considered) and vegetation cover (both annuals and non-annuals considered) in relation to the management of the burnt wood.

mentalmente por el tratamiento (Tabla 7), con una transición desde valores negativos para la correlación con el tratamiento Ni hasta valores positivos para el tratamiento Ex-M (Tabla 7). El

segundo eje de especies del CCA estuvo muy correlacionado con el segundo eje ambiental ($r=0.775$), que estuvo a su vez determinado fundamentalmente por la estación (invierno, con va-

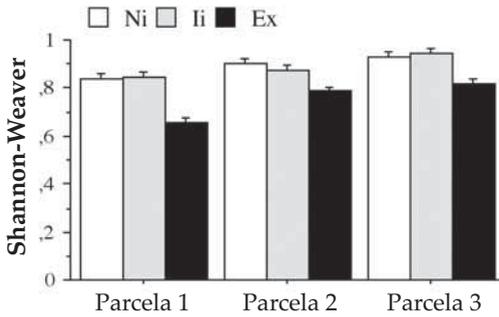


Figura 3. Promedios de diversidad de plantas (especies anuales no consideradas) para cada tratamiento en cada una de las parcelas de estudio. La diversidad está estimada como el índice de Shannon-Weaver. Ni = no intervención; Li = intervención intermedia; Ex = Extracción.

Figure 3. Mean values of plant species diversity (annual species not considered) for each treatment at each of the study plots. Diversity was calculated as the Shannon-Weaver index. Ni = Non-intervention; Li = Partial Cut plus Lopping; Ex = Experimental Salvage Logging; and Ex-M = Matrix Salvage Logging.

lores negativos, *versus* período de nidificación, con valores globalmente positivos; Tabla 7). El primer eje canónico explicó un 57,6% de la varianza, y los cuatro primeros ejes canónicos explicaron un 93,4% de la varianza.

En conjunto, la composición de especies de aves mostró una clara transición desde los tratamientos con menor intervención (Ni y Li) hasta los tratamientos con mayor grado de intervención post-incendio (Ex y, especialmente, Ex-M; Figura 5). En el tratamiento Ni se encontraron especies que habitan típicamente en los bosques, tales como pinzón vulgar, mosquitero común, petirrojo, carboneros, zorzales, o arrendajo. Por el contrario, en los tratamientos donde se extrajo la madera se encontraron especies típicamente esteparias, tales como alondra, cogujadas, collalbas, bisbitas, o el trigoero. En el tratamiento Li se encontró una composición de especies intermedia, rica en aves de bosque pero con presencia también de otras aves de matorral (Figura 5; Tabla 6).

Papel de la madera quemada como reservorio de nutrientes

El reservorio de nutrientes contenido en la madera quemada varió considerablemente (hasta cinco órdenes de magnitud) según el elemento.

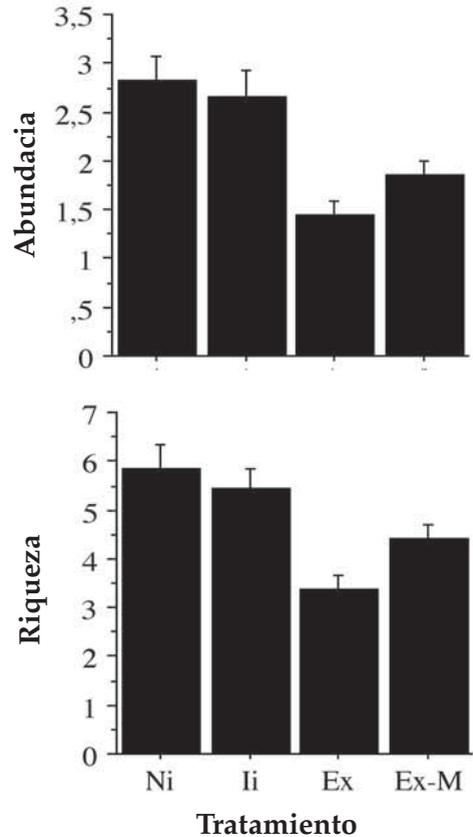


Figura 4. Abundancia (media por censo) y riqueza de aves encontrada en los tratamientos de manejo de la madera. Los datos de las tres parcelas se han unido para simplificar su representación. Ni = no intervención; Li = intervención intermedia; Ex = Extracción; Ex-M = matriz de extracción que rodea a las parcelas de estudio.

Figure 4. Species abundance (mean per census) and richness (alpha diversity) found in the four experimental treatments. Data from all plots and sampling periods are pooled for simplicity. Ni = Non-intervention; Li = Partial Cut plus Lopping; Ex = Experimental Salvage Logging; and Ex-M = Matrix Salvage Logging.

Este reservorio fue muy elevado, especialmente para los micronutrientes, tal y como se pone de manifiesto al calcular la razón entre la concentración en madera y la concentración asimilable en suelo (Tabla 8).

La tasa de descomposición tras dos años de estudio (estimada como pérdida de peso seco) fue del 12.9±3.0% en la parcela 1, 12.5± 2.6% en la

Especie	Código	E*	Tratamiento				Σ
			Ni	li	Ex	Ex-M	
<i>Acanthis cannabina</i>	Acacan		7	8	1	20	36
<i>Alauda arvensis</i>	Alaarv		0	1	0	6	7
<i>Alectoris rufa</i>	Aleruf		4	24	14	21	63
<i>Anthus campestris</i>	Antcam	b	0	0	1	14	15
<i>Anthus pratensis</i>	Antpra	w	0	0	0	3	3
<i>Carduelis carduelis</i>	Carcar		7	8	3	2	20
<i>Carduelis chloris</i>	Carchl	w	0	1	3	3	7
<i>Certhia brachydactyla</i>	Cerbra	b	5	0	0	0	5
<i>Columba palumbus</i>	Colpal	b	9	0	0	0	9
<i>Coturnix coturnix</i>	Cotcot	b	0	0	1	4	5
<i>Cuculus canorus</i>	Cuccan	b	2	0	0	0	2
<i>Emberiza cia</i>	Embcia		65	115	88	76	344
<i>Erithacus rubecula</i>	Erirub	b	19	7	1	0	27
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Fichyp		4	2	0	0	6
<i>Fringilla coelebs</i>	Fricoe		114	56	15	9	194
<i>Galerida theklae</i>	Galthe		2	4	10	47	63
<i>Garrulus glandarius</i>	Gargla		38	11	3	0	52
<i>Lanius meridionalis</i>	Lanmer	w	0	1	0	3	4
<i>Loxia curvirostra</i>	Loxcur		0	5	0	0	5
<i>Lullula arborea</i>	Lularb		23	64	42	57	186
<i>Miliaria calandra</i>	Milcal	b	12	26	25	40	103
<i>Oenanthe hispanica</i>	Oenoen	b	0	1	5	9	15
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Oenhis	b	0	0	4	5	9
<i>Oriolus oriolus</i>	Oriori	b	3	0	0	0	3
<i>Parus ater</i>	Parate		121	65	17	0	203
<i>Parus caeruleus</i>	Parcae		7	8	0	0	15
<i>Parus cristatus</i>	Parcri		10	5	0	0	15
<i>Parus major</i>	Parmaj		12	21	5	0	38
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Phooch	w	1	3	5	0	9
<i>Phylloscopus collybita</i>	Phycol	w	8	5	3	0	16
<i>Picus viridis</i>	Picvir	b	1	1	0	0	2
<i>Regulus ignicapillus</i>	Regign		4	0	0	0	4
<i>Saxicola torquata</i>	Saxtor		0	5	1	4	10
<i>Serinus serinus</i>	Serser		2	2	3	1	8
<i>Streptopelia turtur</i>	Strtur	b	2	1	1	0	4
<i>Sylvia cantillans</i>	Sylcan	b	0	1	0	0	1
<i>Sylvia communis</i>	Sylcom	b	0	0	0	3	3
<i>Sylvia conspicillata</i>	Sylcon	b	0	1	0	6	7
<i>Sylvia melanocephala</i>	Sylmel		1	0	1	1	3
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Trotro	b	1	0	0	0	1
<i>Turdus merula</i>	Turmer		23	6	6	0	35
<i>Turdus philomelos</i>	Turphi	w	1	3	0	0	4
<i>Turdus torquatus</i>	Turtor	w	0	1	0	0	1
<i>Turdus viscivorus</i>	Turvis		11	8	0	1	20
n.i.			4	8	1	1	14
Σ			523	478	259	336	1596

Tabla 6. Número de registros de las especies de aves encontradas durante los censos realizados para el estudio del efecto del manejo post-incendio de la madera quemada sobre la abundancia y diversidad de aves y sobre la composición de la comunidad. E* = estación en la que se registra la especie; b = registrada durante la estación reproductora; w = registrada durante el invierno; ausencia de letra indica que la especie se registró durante primavera e invierno. Los tratamientos son No intervención (Ni), Intervención intermedia (li), Extracción (Ex) y Matriz de extracción (Ex-M). Σ = sumatoria; n.i. = no identificado.

Table 6. Number of records of the bird species found in the experimental treatments in the three study plots. Treatments are No Intervention (Ni), Partial Cut plus Lopping (li), Salvage Logging (Ex) and Matrix Salvage Logging (Ex-M); see text for definition. E* = season in which the species was recorded during censuses (b = recorded only during breeding season; w = recorded only during winter season; absence of letter implies recorded all the year).

Eje especies 1	1								
Eje especies 2	0.0085	1							
Eje especies 3	0.0536	-0.0276	1						
Eje especies 4	-0.0748	-0.0197	0.0701	1					
Eje ambiental 1	0.865	0	0	0	1				
Eje ambiental 2	0	0.7554	0	0	0	1			
Eje ambiental 3	0	0	0.5204	0	0	0	1		
Eje ambiental 4	0	0	0	0.523	0	0	0	1	
Ni	-0.617	0.3288	0.1565	0.096	-0.7132	0.4352	0.3007	0.1835	
li	-0.1505	-0.1753	-0.1913	-0.1469	-0.174	-0.2321	-0.3676	-0.2809	
Ex	0.2213	-0.1044	-0.2757	-0.0373	0.2558	-0.1382	-0.5298	-0.0713	
Ex-M	0.6613	-0.0802	0.2949	0.0897	0.7646	-0.1061	0.5667	0.1715	
Invierno 1	-0.2053	-0.4012	0.267	0.267	-0.251	-0.2374	-0.5311	0.513	-0.4799
Primavera 1	-0.0041	0.1616	0.0307	0.4034	-0.0047	0.2139	0.0591	0.7712	
Invierno 2	-0.0964	-0.4197	-0.1984	0.1504	-0.1115	-0.5555	-0.3812	0.2876	
Primavera 2	0.2547	0.5396	-0.0773	-0.2946	0.2945	0.7143	-0.1484	-0.5632	

Table 7. Matriz de correspondencias canónicas entre los ejes de especies, ejes ambientales, y variables ambientales (tratamiento y estación). La parcela está considerada como una covariable.

Table 7. Matrix of canonical correspondences among species axes, environmental axes, and environmental variables. The plot is considered a covariable.

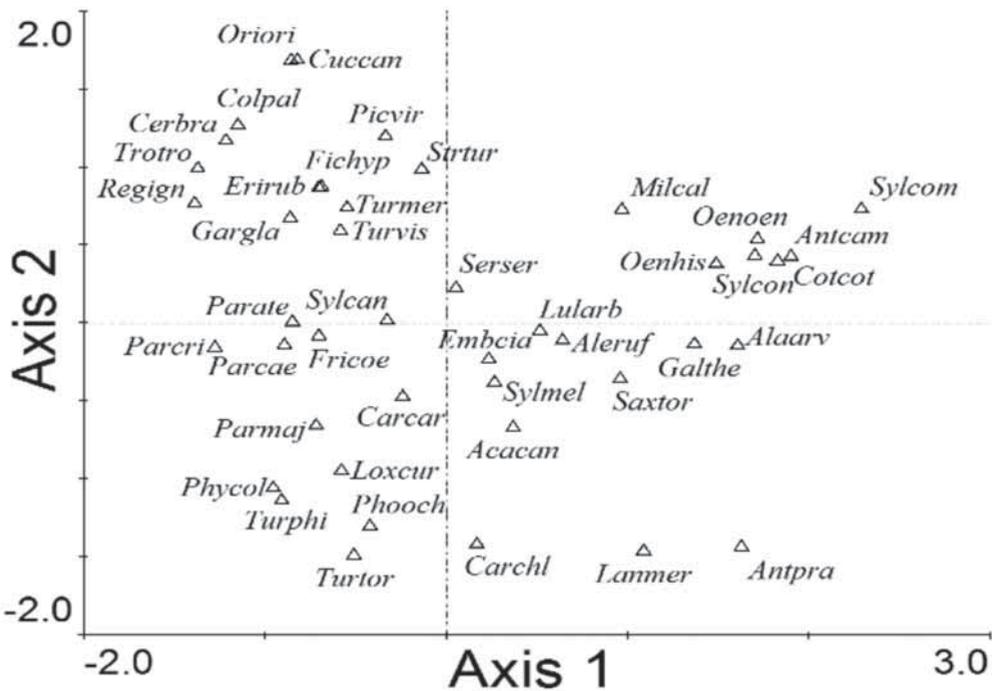


Figura 5. Distribución de las especies de aves encontradas durante el estudio según los dos primeros ejes del análisis canónico de correspondencias (CCA). Códigos para las especies como en Tabla 6. Nótese que las especies típicamente forestales están asociadas con valores negativos del eje 1 (determinado fundamentalmente por el tratamiento, Tabla 7), mientras que las especies de hábitats abiertos están asociadas con valores positivos del eje 1. El eje 2 determina fundamentalmente la estación del año (valores positivos para la estación de reproducción y valores negativos para el invierno; Tabla 7).

Figure 5. Distribution of the bird species found during the study according to the CCA axes 1 and 2. Code of species as in Table 6. Note that forestry species (sensu lato) are associated to negative values of the axis 1 (which is mostly determined by the treatment, Table 7), while species from open habitats are associated to positive values for this axis. The axis 2 determines wintering (with negative values) and breeding (positive value) species.

Elemento	[] en madera	Kg / hectárea	[Madera]/ [suelo]
C (%)	50,57	20.135,31	43,46
N (%)	0,18	70,68	2,46
P (ppm)	99,36	4,01	37,10
Ca (ppm)	661,23	26,47	1,33
Mg (ppm)	255,48	10,33	2,27
K (ppm)	483,42	20,20	63,07
Na (ppm)	53,74	2,25	131,78
Cu (ppm)	1,39	0,06	90,73
Fe (ppm)	9,74	0,41	135,96
Mn (ppm)	34,09	1,29	76,38
Zn (ppm)	4,94	0,19	179,35

Tabla 8. Concentración ([]) de nutrientes en la madera recién quemada. Los Kg por hectárea se han obtenido mediante la aplicación CUBIFOR. La última columna muestra el ratio entre la concentraciones en madera y la concentración de nutrientes extraíbles en los 10 primeros centímetros del suelo (análisis de nutrientes en suelo hecho para 20 muestras por parcela en el año 2008; datos no mostrados). Los valores mostrados son los promedios para las tres parcelas. El C y N total se determinaron con un autoanalizador elemental LECO CN TruSpec, el P mediante espectrofotometría por el método del molibdoanadato. Los meso y micronutrientes (Ca, Mg, K, Na, Cu, Fe, Mn y Zn) se determinaron por absorción atómica de la solución de cenizas vegetales.

Table 8. Initial nutrient concentration ([]) in the burnt wood. The mass in Kg per hectare has been calculated using the software CUBIFOR. The last column shows the ratio between nutrient concentration in the burnt wood and nutrient availability in the upper 10 cm of the mineral soil layer. Data from the three plots have been pooled for simplicity. C and total N were determined with a LECO TrueSpec analyzer, available P was determined with spectrophotometry using the molibdoanadate method. Ca, Mg, K, Na, Cu, Fe, Mn and Zn were determined by atomic absorption after incineration.

parcela 2, y $11.5 \pm 1.7\%$ en la parcela 3. Tras dos años de descomposición se produjo además una pérdida significativa de C y P en la madera quemada respecto al contenido inicial en estos elementos ($P < 0.05$ en ambos casos). La concentración de C pasó de $50.57 \pm 0.04\%$ en 2006 a $50.27 \pm 0.10\%$ en 2008, mientras que la concentración de P pasó de 99.66 ± 2.85 ppm en 2006 a 67.84 ± 3.01 ppm en 2008 (datos para todas las parcelas conjuntamente). Para el caso del N no aparecieron diferencias significativas entre años.

El contenido del suelo en C y N total, P disponible y NO_3^- fue siempre mayor bajo troncos de madera quemada a lo largo de todo el gradiente altitudinal (ANOVA de 2 vías, posición [bajo tronco o fuera de tronco] y parcela como factores) (Figura 6).

DISCUSIÓN

Efecto de la saca de la madera sobre la regeneración de plantas leñosas

Los resultados muestran que la saca de la madera no favoreció en ningún caso la regeneración natural. Para el caso de los matorrales (*U. parviflorus* y *A. decorticans*), el manejo de la madera quemada no parece ser determinante, ya que en todas las circunstancias se alcanzaron valores de supervivencia muy altos (en torno al 90%). Para el caso de *P. pinaster*, sin embargo, sí hubo claras diferencias entre tratamientos, con valores máximos de supervivencia en el tratamiento Ii. Esto parece estar asociado con la mejora de las condiciones microclimáticas en presencia de restos de ramas y troncos (menor radiación, menor temperatura de suelo, mayor humedad de suelo), lo que probablemente supuso una mejora del estado hídrico de la planta (CASTRO *et al.* 2010a). Las ramas esparcidas por el suelo actúan así como un “objeto nodriza” que facilita el establecimiento de las plantas de pino, lo que presenta las ventajas de aportar una mejora microclimática pero sin el riesgo de competencia por recursos a nivel radicular (CASTRO *et al.* 2008, 2010a). Por otra parte, los patrones de temperatura entre tratamientos se invirtieron durante la noche, con menores valores en el tratamiento Ex. Esto es irrelevante para el verano ya que en esta estación no se alcanzan temperaturas críticas durante la noche, pero sugiere que el ramaje esparcido por el suelo podría igualmente proteger a los plántones de pino frente a heladas invernales, ya que bajo ellas existe una temperatura más tamponada (ver CASTRO *et al.* 2004; GÓMEZ-APARICIO *et al.* 2008).

La supervivencia en el tratamiento Ni fue sin embargo muy inferior a la del tratamiento Ii, a pesar de que en ambos casos toda la biomasa quemada se dejó *in situ*. Esto puede deberse a las diferencias en la cobertura del dosel en ambos tratamientos. Aunque las medidas de radiación PAR a 25 cm del suelo realizadas al cabo de dos años fueron similares (Figura 2), la mayor parte de los pinos tenían ya un tamaño superior a 25 cm para esas fechas y comenzaban a crecer por encima de las ramas. En consecuencia, a partir de los dos

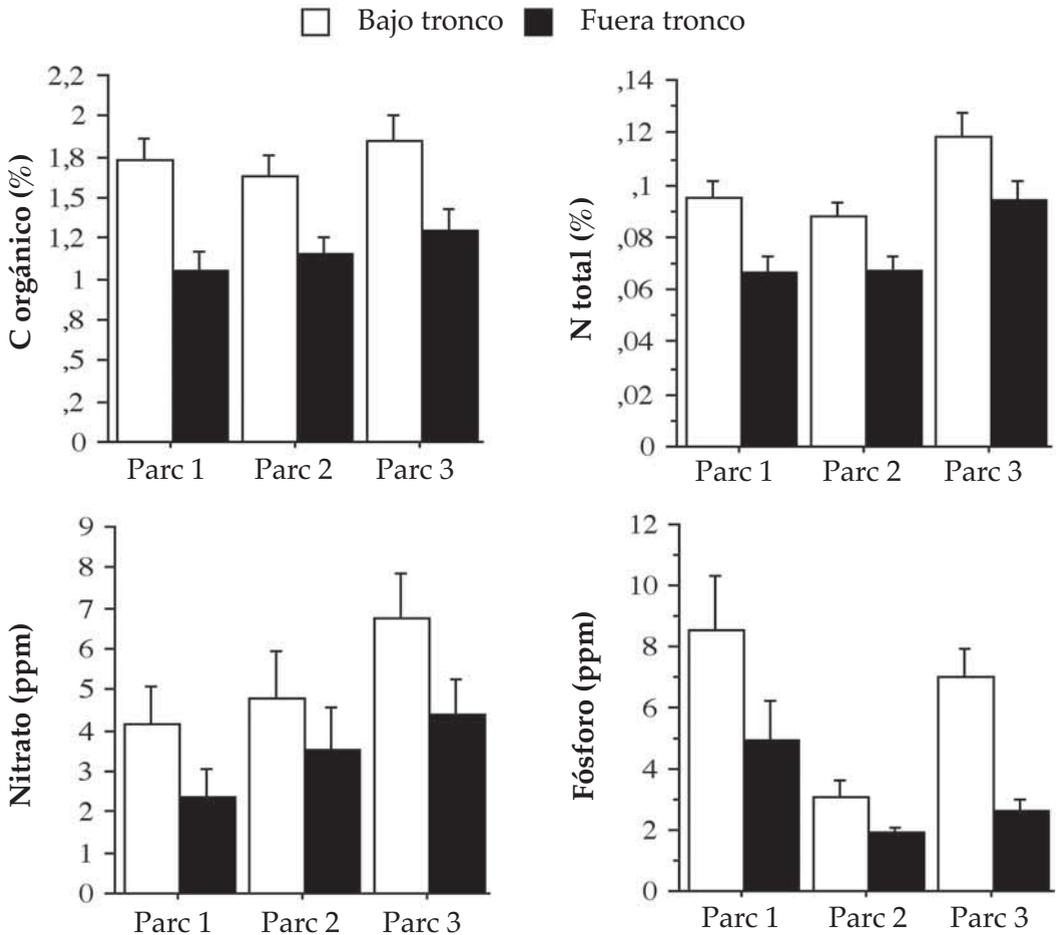


Figura 6. Concentraciones de carbono y nitrógeno totales, fósforo y nitrato disponibles en los primeros 10 cm del suelo bajo troncos de madera y en zonas desprovistas de restos de madera (Fuera tronco) para las tres parcelas de estudio. El C y N total se determinaron con un autoanalizador elemental LECO CN TruSpec. El nitrato se analizó mediante el método Kjeldhal. El P libre disponible fue determinado mediante el método Olsen. Parc = Parcela

Figure 6. Total carbon and nitrogen, and available phosphorous and nitrate concentrations in the first 10 cm of soil in areas under and outside burnt trunks for the three study plots. C and total N were determined with a LECO TrueSpec analyzer. Nitrate was determined by the Kjeldhal method. Available P was determined by the Olsen method.

años de edad los pinos en el tratamiento Ii podían tener acceso a mayor radiación al tiempo que se mantenía una mejora microclimática a nivel del suelo, mientras que en el tratamiento Ni aún había un dosel de varios metros de alto que reduce la radiación y el potencial de crecimiento de los juveniles (CASTRO *et al.* 2010a).

Los daños por herbívoros ungulados fueron bajos en el conjunto de las especies leñosas estu-

diadas, lo que probablemente se deba a la ausencia de ganado doméstico en esta área protegida (al menos tras el incendio). No obstante, los herbívoros sí atacaron con cierta magnitud a las plántulas de *U. parviflorus* (de hecho pudimos observar cabras silvestres, *Capra pyrenaica*, en la zona de estudio en los meses posteriores al incendio). En este sentido, los resultados muestran que la presencia de ramas esparcidas por el suelo puede actuar como defensa contra los herbívoro-

ros. Esto puede explicarse por el impedimento físico para forrajear aportado por las ramas (ver p. ej. RIPPLE & LARSEN 2001), de modo que las ramas actúan como una barrera que defiende a las plantas mediante un mecanismo de resistencia por asociación (*sensu* BARAZA *et al.* 2007).

Efecto de la saca de la madera sobre la diversidad de plantas y aves

La saca de la madera supuso una reducción considerable de la diversidad tanto en plantas como en aves, lo que puede ser especialmente relevante en el caso de áreas protegidas donde la conservación de flora y fauna sea una de las principales prioridades. En el caso de las plantas, se ha argumentado que la perturbación adicional del sistema provocada por la extracción de la madera favorece la propagación de unas pocas especies dominantes (McIVER & STARR 2000). Para el caso de las aves, tanto nuestros resultados como estudios previos muestran un importante empobrecimiento de la comunidad de aves cuando se extrae la madera en relación a la no extracción, disminuyendo tanto la abundancia como la diversidad de especies (MORISSETTE *et al.* 2002; HUTTO 2006; KOIVULA & SCHMIEGELOW 2007). Los sitios con restos de madera quemada probablemente supongan una mayor fuente de alimento (por ejemplo hay mayor presencia de insectos), al tiempo que proveen de sitios para anidación, escondite o vigilancia. Además, cuando no se extrae la madera la comunidad de aves existente se aproxima más a la encontrada en bosques no quemados, mientras que en las zonas donde se practica extracción dominan casi en exclusividad aves típicas de sitios abiertos (LLIMONA *et al.* 1993; IZHAKI & ADAR 1997; IMBEAU *et al.* 1999; MORISSETTE *et al.* 2002; CASTRO *et al.* 2010b). La permanencia del arbolado muerto proporciona así una ventana temporal que permite la presencia de aves de bosque mientras que se produce la regeneración de la vegetación.

Efecto de la saca de la madera sobre la disponibilidad de nutrientes

El reservorio de nutrientes contenido en la madera quemada tras el incendio fue de gran magnitud. Su importancia ecológica queda de manifiesto por el alto ratio entre las concentra-

ciones en la madera respecto al suelo. Estos nutrientes se irán liberando lentamente al suelo, y de hecho al cabo de dos años ya se observa una reducción de la concentración de P en la madera quemada y un enriquecimiento en el suelo bajo troncos en relación al suelo que no presenta restos de madera. Durante la descomposición no se produjo sin embargo variación en la concentración de N en la madera, lo que puede deberse a procesos de enriquecimiento inicial por colonización de hongos y microorganismos (O'LEAR *et al.* 1996; GANJEGUNTE *et al.* 2004).

Los resultados sugieren por tanto que la madera quemada constituye una importante fuente de nutrientes de liberación lenta. Esto permite la reincorporación de los nutrientes al ecosistema (FREEDMAN *et al.* 1981; AUGUSTO *et al.* 2000; MERINO *et al.* 2003), lo que resulta especialmente importante en el caso de los micronutrientes debido a su escasez en el suelo, y en el caso de los macronutrientes debido a la gran demanda de estos por la vegetación en las primeras etapas de la regeneración (LÓPEZ-SERRANO *et al.* 2005; MERINO *et al.* 2003).

Recomendaciones para la gestión

El manejo post-incendio de la madera quemada tiene un profundo efecto sobre el ecosistema y sobre múltiples aspectos selvícolas. Sin embargo, apenas existen estudios contrastados que analicen rigurosamente las ventajas e inconvenientes de cada tipo de actuación con un diseño experimental. En este proyecto se han planteado tres tipos de actuaciones que oscilan entre los extremos de la no intervención y la intervención intensa que suele aplicarse en nuestros montes (saca de la madera). Una situación real de manejo puede combinar estas tres alternativas, así como otras actuaciones con grados intermedios de intervención. Atendiendo a los resultados obtenidos podemos plantear los siguientes puntos claves de cara a la gestión de la madera quemada tras incendios:

1. Tras incendios forestales, no se debería practicar la saca de la madera de forma indiscriminada, ya que disminuye la diversidad de plantas y animales, y a buen seguro reducirá la diversidad de hongos e insectos. La madera

quemada es además una importante fuente de nutrientes para el suelo y para las cadenas tróficas.

2. La extracción de la madera debería limitarse a circunstancias concretas en las que se perciba un riesgo real en caso de dejarla *in situ*. Los principales casos serían los siguientes. 1) En caso de riesgo de caída y daño a transeúntes, para lo que se recomienda la extracción a ambos lados de sendas y caminos. 2) En caso de existir un riesgo real de plagas; en estas circunstancias se debería actuar sobre rodales de la masa que hayan quedado parcialmente dañadas pero aún vivas. La madera totalmente quemada no actúa como fuente de perforadores y otras plagas para la madera viva. 3) En caso de querer /necesitar el acceso a la zona afectada.
3. La extracción de la madera allí donde se considere necesario puede combinarse con la no extracción (incluso con ningún tipo de intervención) en función de la variabilidad en las características post-incendio de la zona afectada. La extracción se puede reservar para zonas con riesgo de plagas o de daños a transeúntes, mientras que en otras zonas puede practicarse una gestión de baja o nula intensidad. Esto puede combinarse en una extracción parcial, por bosquetes, redes de unidades de actuación con selviculturas distintas, manejo de restos, cortas selectivas, etc., con la finalidad de incrementar la heterogeneidad espacial. Así se reduce el riesgo de perturbaciones asociadas a la presencia de madera quemada al tiempo que

se mantiene e incluso se incrementa el efecto positivo de la presencia de madera (por ejemplo diversidad de fauna)

4. En caso de realizar una extracción de los troncos quemados por alguna razón de gran interés para el parque (p. ej., valor económico de la madera; reducción de costos de extracción en caso de tener que realizarla en el futuro), es muy recomendable dejar los restos de ramas, sin triturar, esparcidos por el suelo.

AGRADECIMIENTOS

E.P. Sánchez Cañete, R. Ruiz-Puche, M. Molina-Morales, C.D. Allen, R. Zamora, I. García-Quirós, A. Leverkus, G. Moreno-Rueda y J.A. Hódar colaboraron o participaron en diversas fases del proyecto y en la toma de datos en campo. F. Cabezas realizó el posicionamiento de las parcelas con un SIG. S. Hitos aportó su inestimable ayuda en los análisis químicos de laboratorio. R. Villar (universidad de Córdoba) nos permitió el uso del ceptómetro. Este trabajo se enmarca dentro de un proyecto de investigación del Organismo Autónomo de Parques Nacionales concedido al Grupo de Investigación de Ecología Terrestre de la Universidad de Granada (proyecto 10/2005). Agradecemos a la Dirección del Parque Nacional y Parque Natural de Sierra Nevada y a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía el apoyo prestado en todo momento para el desarrollo de esta investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUGUSTO, L., RANGER, J., PONETTE, Q. & RAPP, M. 2000. Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Annals of Forest Science* 57: 4: 313-324.
- BARAZA, E., ZAMORA R., HÓDAR, J.A. & GÓMEZ, J.M. 2007. Plant-herbivore interaction: beyond a binary vision. In: Pugnaire F.I. and Valladares F. (eds.), *Handbook of functional plant ecology* (2nd ed.). Marcel Dekker, New York.
- BAUTISTA, S., GIMENO, T., MAYOR, A.G. & GALLEGO, D. 2004. Los tratamientos de la madera quemada tras los incendios forestales. En: *La gestión del bosque mediterráneo*, pp. 547-570. V.R. Vallejo, J.A. Alloza. (eds.) Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Valencia.
- BESCHTA, R.L., RHODES, J.J., KAUFMAN, B., GRESSWELL, R.E., MINSHALL, W., KARR, J.R., PERRY, D.A., HAUER, F.R. & FRISSELL, C.A. 2004. Post-fire management on forested public lands of the Western United States. *Conservation Biology* 18: 957-967.

- BIBBY, C.J., BURGUESS, N.D. & HILL, D.A. 1992. Bird census techniques. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- BROWN, J.K., REINHARDT, E.D. & KRAMER, K.A. 2003. Coarse woody debris: managing benefits and fire hazard in the recovering forest. General Technical Report RMRS-GTR-105. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, rocky Mountain Research Station.
- CASTRO, J., ZAMORA, R., HÓDAR, J.A. & GÓMEZ, J.M. 2004. Seedling establishment of a boreal tree species (*Pinus sylvestris*) at its southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal Mediterranean habitat. *Journal of Ecology* 92: 266-277.
- CASTRO, J., SÁNCHEZ-MIRANDA, A., LORITE, J. & ZAMORA, R. 2008. Efectos de los tratamientos selvícolas post-incendio relacionados con la madera quemada sobre el establecimiento de plantones de *Juniperus communis* L. en la alta montaña mediterránea. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 28: 31-36.
- CASTRO, J., NAVARRO, R., GUZMÁN, J.R., ZAMORA, R. & BAUTISTA, S. 2009. ¿Es conveniente retirar la madera quemada tras un incendio? Una práctica forestal poco estudiada. *Quercus* 281: 34-41.
- CASTRO, J., ALLEN, C.D., MOLINA-MORALES, M., MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., SÁNCHEZ-MIRANDA, A. & ZAMORA, R. 2010a. Salvage logging versus the use of wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology* (en prensa). Doi. 10.1111/j.1526-100X.2009.00619x.
- CASTRO, J., MORENO-RUEDA, G. & HODAR, J.A. 2010b. Experimental test of post fire management in pine forest: impact of salvage logging versus partial cutting and nonintervention on bird species assemblage. *Conservation Biology* 24: 810-819. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01382.x.
- DAJOZ, R. 2001. Entomología forestal: los insectos y el bosque. Mundi-Prensa, Madrid.
- DELLA SALA, D.A., NAGLE, G., FAIRBANKS, R., ODION, D., WILLIAMS, J.E., KARR, J.R., FRISSELL, C. & INGALS BEE, T. 2006. The facts and myths of post-fire management: a case study of the Biscuit fire, southwest Oregon. Unpublished Report, World Wildlife Fund, Klamath-Siskiyou Program, 116 Lithia Way, Ashland, Oregon.
- 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.
- FREEDMAN, B., MORASH, R. & HANSON, A.J. 1981. Biomass and nutrient removals by conventional and whole-tree clear-cutting of a red spruce balsam fir stand in Central Nova-Scotia. *Canadian Journal Of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*. 11: 2: 249-257.
- GANJEGUNTE, G.K., CONDRONA, L.M., CLINTONB, P.W., DAVISB, M.R. & MAHIEUC, N. 2004. Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus radiata*) coarse woody debris. *Forest Ecology and Management*. 187:197-211.
- GÓMEZ-APARICIO, L., ZAMORA, R., CASTRO, J. & HÓDAR, J.A. 2008. Facilitation of tree saplings by nurse plants: microhabitat amelioration or protection against herbivores? *Journal of Vegetation Science* 19: 161-172.
- GRACIA, M. & RETANA, J. 2004. Effect of site quality and shading on sprouting patterns of holm oak coppices. *Forest Ecology and Management*. 188: 39-49.
- HUTTO, R.L. 2006. Toward meaningful snag-management guidelines for postfire salvage logging in North American conifer forests. *Conservation Biology* 20: 984-993.
- IMBEAU, L., SAVARD, J.P.L. & GAGNON, R. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* 77:1850-1860.
- IZHAKI, I. & ADAR, M. 1997. The effects of post-fire management on bird community succession. *International Journal of Wildland Fire* 7:335-342.
- JENKINS, M.J., HEBERTSON, E., PAGE, W. & JORGENSEN, C.A. 2008. Barkbeetles, fuels, fires and implications for forest management in the Intermountain West. *Forest Ecology and Management* 254:16-34.
- KARR, J.R., RHODES, J.J., MINSHALL, G.W., HAUER, F.R., BESCHTA, R.L., FRISSELL, C.A. & PERRY, D.A. 2004. The effects of postfire salvage logging on aquatic ecosystems in the American West. *BioScience* 54: 1029-1033.

- KOIVULA, M.J. & SCHMIEGELOW, F.K.A. 2007. Boreal woodpecker assemblages in recently burned forested landscapes in Alberta, Canada: effects of post-fire harvesting and burn severity. *Forest Ecology and Management* 242:606-618.
- LINDENMAYER, D.B. & NOSS, R.F. 2006. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 20: 949-958.
- LLIMONA, F., MATHEU, E. & PRODON, R. 1993. Role of snag persistence and of tree regeneration in postfire bird succession: comparison of pine and oak forests in Montserrat (Catalonia, N.E. Spain). pp 315-331 in L. Trabaud and R. Prodon, (eds). *Fire in Mediterranean ecosystems*. Comission of the European Communities, Brussels-Luxembourg.
- LOPEZ-SERRANO, F.R., DE LAS HERAS, J., GONAZALEZ-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 Ecology and Management*. 210:321-336.
- MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.J., FERRANDIS, P., DE LAS HERAS, J. & HERRANZ, J.M. 1999. Effect of burnt wood removal on the natural regeneration of *Pinus halepensis* after fire in a pine forest in Tus valley (SE Spain). *Forest Ecology and Management* 123: 1-10.
- McIVER, J.D. & STARR, L. 2000. Environmental effects of post-fire logging: literature review and annotated bibliography. USDA Technical Report PNW-GTR-486.
- MERINO, A., REY, C., BRAÑAS, J. & SOALLEIRO, R.R. 2003. Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Investigación agraria: Sistemas y Recursos Forestales*. 12:85-98.
- MORISSETTE, J.L., COBB, T.P., BRIGHAM, R.M. & JAMES, P.C. 2002. The response of boreal forest songbird communities to fire and post-fire harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 32:2169-2183.
- MORITZ, M.A., KEELEY, J.E., JOHNSON, E.A. & SCHAFFNER, A.A. 2004. Testing a basic assumption of shrubland fire management: how important is fuel age? *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 67-72.
- O'LEAR, H.A., SEASTEDT, T.R., BRIGGS, J.M., BLAIR, J.M. & RAMUNDO, R.A. 1996. Fire and topographic effects on decomposition rates and n dynamics of buried wood in tallgrass prairie. *Soil Biology & Biochemistry*. 28:323-329.
- QUINN, G.P. & KEOUGH, M.J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge (UK), Cambridge University Press.
- RIPPLE, W.J. & LARSEN, E.J. 2001. The role of post-fire coarse woody debris in aspen regeneration. *Western Journal of Applied Forestry* 16: 61-64.
- ROSS, D. 1997. Bark beetle response to wildfire. *Natural Resource News* 7: 1-2.
- SANDSTRÖM, F., PETERSSON, H., KRUYSS, N. & STAHL, G. 2007. Biomass conversion factors (density and carbon concentration) by decay classes for dead wood of *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula* spp. in boreal forests of Sweden. *Forest Ecology and Management*. 243:19-27.
- THOMPSON, J.R., SPIES, T.A. & GANIO, L.M. 2007. Reburn severity in managed and unmanaged vegetation in a large wildfire. *Proceedings of the National Academy of Science* 104: 10743-10748.
- WEI, X., KIMMINS, J. P., PEEL, K. & STEEN, O. 1997. Mass and nutrients in woody debris in harvested and wildfire-killed lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 148-155.