

# ACCIONES URGENTES CONTRA LA EROSIÓN EN ÁREAS FORESTALES QUEMADAS

GUÍA PARA SU PLANIFICACIÓN EN GALICIA



José A. Vega, Teresa Fontúrbel, Cristina Fernández, Antonio Arellano,  
Montserrat Díaz-Raviña, M<sup>a</sup> Tarsy Carballas, Angela Martín,  
Serafín González-Prieto, Agustín Merino, Elena Benito



# ACCIONES URGENTES CONTRA LA EROSIÓN EN ÁREAS FORESTALES QUEMADAS

GUÍA PARA SU PLANIFICACIÓN EN GALICIA

José A. Vega<sup>a</sup>, Teresa Fontúrbel<sup>a</sup>, Cristina Fernández<sup>a</sup>,  
Montserrat Díaz-Raviña<sup>b</sup>, M<sup>a</sup> Tarsy Carballas<sup>b</sup>, Angela Martín<sup>b</sup>,  
Serafín González-Prieto<sup>b</sup>, Agustín Merino<sup>c</sup>, Elena Benito<sup>d</sup>

<sup>a</sup>Centro de Investigación Forestal de Lourizán. Secretaría Xeral do Medio Rural e Montes.  
SubDirección de Innovación e Experimentación Agroforestal.  
Consellería do Medio Rural e do Mar. Xunta de Galicia.

Apartado 127, 36080. Pontevedra

<sup>b</sup>Departamento de Bioquímica del Suelo,  
Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC),  
Apartado 122, 15780. Santiago de Compostela

<sup>c</sup>Escuela Politécnica Superior.

Universidad de Santiago de Compostela. Lugo

<sup>d</sup>Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Universidad de Vigo,  
Lagoas-Marcosende, 36310. Vigo

© Los autores

ISBN: 978-84-8408-716-8

DL: C 1063-2013

Fotos de portada: Antonio Arellano

Impreso en Tórculo Artes Gráficas

Vía Edison, 33-35

Polígono do Tambre

15890 Santiago de Compostela

## PRESENTACIÓN

Aunque el número de incendios forestales en Galicia muestre, en los últimos años, una tendencia a disminuir, lamentablemente continuamos padeciendo una excesiva presión de fuegos de alta intensidad. Estos fuegos tienen frecuentemente lugar bajo condiciones meteorológicas desfavorables y de escasa humedad en la vegetación y en el suelo, siendo capaces de liberar grandes cantidades de energía y producir elevados impactos económicos y ecológicos. Si atendemos a las proyecciones que los estudios sobre cambio climático en Galicia sugieren para los próximos decenios, parece que, independientemente del número de incendios, existe el riesgo de que las condiciones en las que estos tendrían lugar serían más desfavorables que las actuales, y probablemente generarían fuegos de mayor magnitud y de efectos negativos más pronunciados.

Aunque la sociedad, en su conjunto, es cada vez más consciente de los importantes daños económicos y ambientales causados por los incendios forestales, quizás no tenga una clara percepción de lo que supone la degradación del suelo y su pérdida debida a la erosión subsiguiente al incendio. Este último es un proceso generalmente menos aparente que el daño sufrido por la vegetación, y probablemente por eso sus consecuencias no son valoradas por la población adecuadamente. Sin embargo, los incendios forestales recurrentes de alta severidad se han convertido en un elemento desencadenante o coadyuvador del empobrecimiento de los suelos de Galicia, afectando a su capacidad productiva y a la sostenibilidad de los usos agroforestales. En determinadas circunstancias, especialmente cuando los incendios severos son seguidos de fuertes lluvias, existe además un riesgo de que se vean afectados núcleos de población, instalaciones, y otros muchos recursos, como ocurrió en Galicia tras los incendios de 2006.

Por todo eso, la Secretaría General del Medio Rural y de Montes, ha efectuado evaluaciones de los riesgos potenciales originados por los incendios forestales de mayor magnitud y/o severidad en Galicia en los últimos años, acometiendo, siempre que ha sido posible, acciones destinadas a reducir esos riesgos y mitigar los daños en el suelo. Ha sido consciente de la importancia de este recurso, como asiento de vida y sustrato esencial para sostener la productividad de los sectores agrario y forestal de nuestra Comunidad y también del riesgo que amenazaba a otros recursos. Todo ello en sintonía con acciones semejantes tomadas por las Administraciones de los países más desarrollados con esta misma problemática, y en coordinación con las efectuadas con la Administración Central, generalmente a más largo plazo.

En un contexto de limitada disponibilidad económica como el actual, resulta fundamental contar con instrumentos que ayuden a decidir con prontitud si es necesario o no tomar medidas

de protección post-incendio y, en su caso, priorizar las zonas de actuación para que los recursos se empleen de la forma más eficiente posible.

Productividad, sostenibilidad y eficiencia son principios que guían a la UE en la innovación en el sector primario. Esos objetivos han inspirado también el texto que ahora presentamos, fruto de la colaboración de un grupo investigadores con reconocida experiencia en esta temática. Pertenecen a diversas instituciones gallegas que vienen esforzándose en la búsqueda de técnicas que ayuden a limitar esas pérdidas causadas por los incendios forestales y aceleren la recuperación de los ecosistemas afectados. Su trabajo representa un buen ejemplo de la reacción de nuestra sociedad, que no se conforma con ver impasible como se atenta contra nuestros recursos cada año. Desde estas líneas quiero felicitarles por su trabajo continuado en esta dirección, y por aunar esfuerzos para esta nueva aportación sobre el tema, ejemplo de lo que puede ser la cooperación para innovar en beneficio de todos.

Tomás Fernández-Couto Juanas  
*Secretario Xeral de Medio Rural e Montes*

## AGRADECIMIENTOS

La lectura del texto, comentarios y sugerencias de Federico Sánchez, Gabriel Toval, Luis Ocaña y Álvaro Carrillo han ayudado a mejorar el texto inicial y deseamos expresar nuestro agradecimiento por ello. También damos las gracias especialmente a Antonio Arellano por su colaboración, profesionalidad y apoyo constante durante todos los trabajos que se han venido desarrollando en el Centro de Investigación Forestal de Lourizán sobre esta temática. Ese agradecimiento lo hacemos extensivo a José R. González, Elena Pérez, Jesús Pardo, Dolores Cernadas, Marina Peleteiro y Mario López, personal del citado Centro, su ayuda continuada en esas mismas tareas.

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto "Rehabilitación y restauración post-incendio: Efectos en la recuperación de la vegetación, su inflamabilidad y calidad del suelo" (RTA2011-00065-C02-01), del programa de Recursos y Tecnologías Agrarias del INIA (Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria), cofinanciado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y el programa FEDER de la Unión Europea. Parte de la información utilizada en este trabajo se ha obtenido en el desarrollo de los proyectos "Rehabilitación de suelos afectados por incendios forestales: búsqueda de indicadores de severidad y de técnicas de mitigación de la erosión post-fuego" (RTA2007-00111-C02-01), del programa anteriormente citado, y "Protección de suelos forestales quemados mediante técnicas de rehabilitación: eficacia en el control de la erosión y efectos en la calidad del suelo" (08MRU002400PR) del programa INCITE, cofinanciado por las Xunta de Galicia y el programa FEDER de la Unión Europea.



# Índice

INTRODUCCIÓN .....	11
<b>PRIMERA PARTE</b> .....	<b>17</b>
Características específicas del riesgo erosivo e hidrológico post-incendio.....	19
Contexto temporal de la planificación de actividades post-incendio.....	33
Condicionantes generales de la planificación de actuaciones urgentes .....	37
<b>SEGUNDA PARTE</b> .....	<b>41</b>
Guía para la planificación las tareas de estabilización de emergencia en el suelo tras incendio.....	43
Pre-planificación .....	44
Evaluación y cartografiado de la severidad del fuego .....	45
- Severidad del fuego en la vegetación.....	47
- Severidad del fuego en el suelo.....	53
- <i>Indicadores para la determinación de los niveles de severidad del fuego en el suelo</i> .....	57
- Evaluación en campo .....	70
- Evaluación por teledetección.....	73
Zonificación de la severidad del fuego .....	74
Estimación del riesgo erosivo-hidrológico .....	74
- Erosión .....	75
- Escorrentía .....	81
Valoración de los recursos amenazados.....	82
Priorización de las zonas de actuación .....	85
- Factores moduladores .....	86
Selección y aplicación de los tratamientos de estabilización del suelo.....	88
- Tratamientos en laderas .....	89
- <i>Siembra</i> .....	89
- <i>Mulching o acolchado</i> .....	93
- <i>Hidromulch</i> .....	101
- <i>Poliacrilamidas</i> .....	102
- <i>Combinación de siembra con mulching</i> .....	103
- <i>Fajinadas</i> .....	106
- <i>Banquetas y albarradas</i> .....	53
- Tratamientos en los cauces.....	109
- <i>Barreras temporales en cauces efímeros</i> .....	109
- <i>Estabilizadores del lecho</i> .....	111
- <i>Reforzado de cauces con espigones y gaviones</i> .....	112
- <i>Desviadores de caudal y otras obras</i> .....	112
Gestión inmediata post-incendio del arbolado quemado.....	113
Monitorización de los tratamientos.....	115
<b>REFLEXIONES FINALES</b> .....	<b>117</b>
<b>REFERENCIAS</b> .....	<b>119</b>



## INTRODUCCIÓN

Los incendios constituyen una de las perturbaciones más frecuentes e importantes que sufren los ecosistemas forestales de Galicia. Entre sus consecuencias más impactantes se encuentran los aumentos de escorrentía y erosión, fenómenos que pueden causar riadas e inundaciones, con la consiguiente amenaza para las vidas humanas, infraestructuras y diversos recursos valiosos dentro y fuera del área quemada, así como la degradación del suelo.

Para limitar esos riesgos se requiere desarrollar un plan de contingencia, apoyado en una serie de actuaciones urgentes después del incendio. Es imprescindible para ello contar con una planificación y programación que establezca las acciones a acometer y su secuencia de ejecución. Con esa finalidad es muy conveniente disponer de procedimientos que sintetizen la información necesaria para la toma de esas decisiones y que sirvan de guía a los técnicos forestales que van a llevar a cabo esas actividades. En los últimos años se ha venido generando un amplio cuerpo de información sobre las medidas de emergencia a aplicar en áreas quemadas, particularmente en Estados Unidos (USDA, 1995; USDA, 2004; USDA y USDOJ, 2006; Key y Benson, 2006; Lutes,



Figura 1. Aspecto de la propagación de un incendio en un pinar. (Fotografía: José A. Vega).

2006; USDOJ, 2007), Canadá (Pike y Ussery, 2006) y otros países (Stella et al., 2007; ForFires, 2010; Fernández et al., 2010), o también a través de acciones integradas de varios de ellos (Moreira et al., 2012). En nuestro país hay precedentes, orientados mayoritariamente a la restauración post-incendio a medio y largo plazo (Alloza y Vallejo, 2006; Alloza et al., 2006; Serrada et al. 2006; Ibarra et al., 2007; Valero, 2007; Fundación Banco Santander, 2008; Vallejo et al., 2009), si bien, algunos trabajos han tratado también la planificación de las tareas de estabilización urgentes post-incendio (EUFIRELAB, Gimeno et al., 2009). No obstante, se han centrado exclusivamente en el ambiente mediterráneo y bajo clima árido, semiárido y seco. Con todo, no se ha desarrollado una metodología común en la evaluación del impacto inmediato del incendio y tampoco se ha extendido la aplicación de un instrumento operativo de apoyo en la toma de decisiones relativas a acciones urgentes de estabilización post-incendio.

En Galicia, como en otras partes de España, existe una dilatada experiencia técnica en la restauración hidrológico-forestal después de incendio, de notable éxito. Esos trabajos se han planificado y ejecutado con una visión a medio y largo plazo y dirigidos principalmente a la recuperación de la cubierta arbórea destruida, consiguiéndose así la protección del suelo y la regulación hidrológica. Sin embargo, no se habían acometido hasta hace pocos años acciones de emergencia después de incendios, destinadas a proteger el suelo de la erosión y limitar la escorrentía. La actual Ley de Montes de Galicia (7/2012 de 28 de junio) en su capítulo 7 de Conservación y Protección de Montes



Figura 2. Cuencas hidrográficas afectadas por el incendio de Camba de 2010. (Fotografía: José A. Vega).



Figura 3. Aunque la principal forma de erosión después de incendios en Galicia es la laminar, en suelos severamente afectados se originan regueros. (Fotografía: Federico Sánchez).

(Artículos 64 y 65) se refiere a la necesidad de toma de medidas de restauración hidrológico-forestal en áreas forestales afectadas por incendios entre otros supuestos.

Tras los catastróficos incendios de 2006 en Galicia, la Administración forestal llevó a cabo un conjunto muy variado de intervenciones inmediatas dirigidas a la reducción de la erosión del suelo y mitigar los daños causados por el fuego. Los fuertes eventos pluviométricos que se produjeron poco después de esos incendios y las riadas y pérdidas de suelo subsiguientes, supusieron el despertar de la sensibilidad de gran parte de la sociedad en relación a la magnitud de los daños causados por los incendios y la necesidad de actuar con prontitud para paliarlos. Lo anterior ha impulsado una nueva aproximación de la Administración forestal gallega al problema, que enfatiza en la adopción de medidas urgentes después del incendio para la protección del suelo y la limitación de daños. Existe, no obstante, el riesgo de que la actual crisis económica condicione seriamente las posibilidades reales de actuación en ese sentido en el futuro próximo.

En otros países con una problemática similar, como Estados Unidos, se había ido produciendo también, con anterioridad, un cambio de perspectiva y una evolución de criterios, en relación a las acciones post-incendio, semejante a lo ocurrido en nuestro país. Beyers (2009) y Wohlgemuth et al. (2009) han resumido esos cambios y las etapas experimentadas en la implementación de los tratamientos correctores aplicados, de la mano de los principales hitos de investigación en esta materia. En todo ese proceso constituye un hecho muy relevante la creación de los equipos de

respuesta de emergencia de áreas quemadas (BAER) a mediados de los 70 en aquel país (Robichaud et al., 2000). Desde entonces, estos grupos han desarrollado metodologías y procedimientos de actuación que han servido de referencia en todo el mundo. Esos equipos de intervención rápida integran especialistas en diferentes aspectos relacionados con el impacto del fuego, incorporando a veces también investigadores en esta temática. Su estructura, dependiente de varias Agencias con competencia en la materia, opera en varios niveles territoriales con bastante flexibilidad.

Dada la particular gravedad y recurrencia del problema de los incendios en Galicia, la creación de equipos de especialistas similares a los BAER parecería una decisión acertada por parte de la Administración.

A tenor de lo anterior, el presente trabajo se ha dividido en dos partes. En la primera, se presentan las características del riesgo erosivo-hidroológico post-incendio en Galicia que lo singularizan en relación al que existe en zonas españolas de características edáficas, de vegetación y climatológicas muy diferentes. También se muestra el contexto temporal en el que se inscriben las actividades de emergencia post-incendio, así como los condicionantes generales que afectan a su planificación. Por último, se señalan unos puntos clave a tener en cuenta en esas tareas.



Figura 4. La mayor parte de la superficie afectada por incendios en Galicia cada año, corresponde a formaciones de matorral. (Fotografía: Antonio Arellano).

En la segunda parte, se desarrolla una guía para la planificación y ejecución de los tratamientos urgentes de limitación del riesgo hidrológico-erosivo. Dentro de ella se ofrecen metodologías para evaluar los niveles de severidad del fuego en el suelo y vegetación y tomar decisiones de urgencia destinadas a mitigar ese riesgo. El lector encontrará también un conjunto de criterios, reflexiones y comentarios que le ayudarán a desarrollar esas tareas con una base más sólida.

Esta guía está fundamentada en los resultados de diversos proyectos de investigación sobre esta temática llevados a cabo principalmente en Galicia, aunque también se apoya en información desarrollada en otras partes, presentando, por tanto, capacidad para ser adaptada a otros ámbitos con clima, suelos y vegetación similares.



## PRIMERA PARTE





## Características específicas del riesgo erosivo e hidrológico post-incendio en Galicia

Galicia presenta unos rasgos específicos en relación a la problemática que estamos tratando. Es bien conocido que en ella tiene lugar aproximadamente el 50% de los incendios forestales que ocurren en España (Ministerio de Medio Ambiente, 2006), a pesar de que su superficie forestal supone sólo el 10% de la de todo el país (Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino 2011). Esto refleja la amplitud del problema de los incendios en su territorio, siendo, de hecho, una de las regiones más afectadas por ellos a nivel europeo (European Commission, 2010). Aunque la gran mayoría de esos incendios son de reducido tamaño, algunos alcanzan notable magnitud, requiriendo una evaluación de su impacto y de la necesidad de efectuar tareas de mitigación del mismo. El cambio climático introduce un nuevo elemento de preocupación en ese cuadro, ya que se prevé un empeoramiento de las condiciones meteorológicas para los decenios venideros con lo que los incendios en Galicia tenderán a ser más intensos y severos (Vega et al., 2009 a y b), agravándose posiblemente sus efectos a nivel de vegetación y suelo.



Figura 5. Muchas masas forestales en Galicia se encuentran en lugares de fuertes pendientes que favorecen la escorrentía y la erosión después del incendio. (Fotografía: Antonio Arellano).

## Relieve

Los paisajes forestales gallegos muestran abundancia de zonas en pendiente. Tras la desprotección del suelo por el incendio favorecen el arrastre de partículas de suelo por la escorrentía superficial. Por otra parte, la alta productividad forestal y el elevado crecimiento de las formaciones de matorral en Galicia, junto con cubiertas orgánicas superficiales del suelo bien desarrolladas, dan lugar a fuertes acumulaciones de combustible, mayores que en otras regiones españolas de clima más seco. En ausencia del fuego, ese hecho proporciona una protección del suelo frente a la erosión muy efectiva, pero cuando el incendio se produce, esas altas cargas de combustible propician fuegos con gran liberación de energía y capacidad de impacto en la vegetación y el suelo.

## Clima

No obstante, el factor más decisivo para el riesgo de erosión y el aumento de la escorrentía tras los incendios en Galicia es la existencia de un clima con una *alta agresividad potencial de la lluvia* (Díaz-Fierros et al., 1987), especialmente en su fachada atlántica (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1988; Ministerio de Medio Ambiente, 2005), dominada por un clima oceánico de alta precipitación (Martínez-Cortizas y Pérez Alberti, 1999). Si bien este rasgo propicia el desarrollo de una buena cubierta vegetal protectora del suelo, después del incendio se convierte en un factor potencialmente desencadenante de procesos erosivos y de generación de una fuerte escorrentía superficial. No obstante, a medio plazo favorece la recuperación de la vegetación y el acortamiento del período de riesgo erosivo post-incendio. En esa zona de influencia costera, se alcanzan frecuentemente valores del factor de agresividad pluvial de Wischmeier y Smith (1978) entre  $200\text{--}300\text{ kJ m}^{-2}\text{ cm h}^{-1}$  y precipitaciones en 24 horas superiores a 125 mm, con períodos de retorno bajos (10 años). En el interior de la región, y especialmente en su parte suroriental, el clima está fuertemente influenciado por rasgos mediterráneos, la sequía estival es más marcada, la precipitación es menor



Figura 6. Isolinias del factor R de agresividad pluvial de Wischmeier y Smith (1978) en Galicia (tomado de MAPA, 1988).

y no está tan dominada por las borrascas atlánticas, siendo frecuentes fenómenos de precipitación convectiva que ocasionalmente pueden originar fuertes aguaceros. En esa área se tienen valores medios del factor de agresividad pluvial de Wischmeier y Smith (1978) en torno a  $150 \text{ kJ m}^{-2} \text{ cm h}^{-1}$  y precipitaciones en 24 horas en torno a 75 mm, con períodos de retorno de 10 años (Figura 6).

Los datos de campo sobre las relaciones entre las características de la lluvia y la escorrentía y erosión post-fuego en Galicia, indican que es la cantidad de precipitación y su energía, y no tanto su intensidad, la que mayor influencia tiene en esos dos procesos. Esto parece coherente con la alta velocidad de infiltración en estos suelos, rara vez superada por la intensidad de precipitación, y sugiere una generación de escorrentía debido a saturación del perfil (Vega et al., 2005; Fernández et al., 2011).

### Condiciones edáficas

Después del incendio, esos fuertes eventos pluviométricos, comunes en Galicia, encuentran el suelo con profundas alteraciones en muchas de sus propiedades más importantes y parcial o totalmente desprotegido, dependiendo del grado de consunción de la vegetación, la hojarasca y el mantillo. Podemos decir, por tanto, que son los cambios producidos por el fuego en el suelo y en la vegetación los responsables últimos de la generación de la respuesta hidrológica-erosiva subsiguiente al fuego.

Numerosas propiedades químicas, bioquímicas y microbiológicas de los suelos pueden sufrir modificaciones como consecuencia del incendio. Los trabajos de Carballas (2003, 2006) y Carballas et al. (2009) proporcionan una amplia panorámica sobre las principales alteraciones producidas en dichos parámetros en los suelos de Galicia. Esos cambios resultan esenciales para comprender y evaluar el impacto del incendio sobre el propio suelo y, especialmente, sobre su degradación, tiempo de recuperación y repercusión en su fertilidad y potencial productivo. No obstante, son las alteraciones provocadas en la materia orgánica y en ciertas propiedades físicas las que resultan más críticas para explicar el fenómeno erosivo y el drástico cambio en el régimen hídrico observados después de los incendios en los ecosistemas forestales gallegos.

Cabe recordar que los suelos forestales gallegos, al igual que los de la Iberia húmeda, presentan relativamente altos *contenidos de materia orgánica*, en contraste con los de la España seca, semiárida y árida. Un estudio realizado en 98 suelos bajo *Pinus pinaster* en Galicia mostró un contenido medio de carbono del 7,3%, oscilando entre 2,1 y 12,6% (Bará y Toval, 1983) en los veinte primeros centímetros. Trasar-Cepeda et al. (2000) midieron un contenido medio de C de 10,8% en los siete primeros centímetros del suelo mineral bajo carballos y cerqueiros. La figura 7 muestra que la mayor parte de los suelos de Galicia tienen un contenido de C superior al 6 %, siendo este parámetro un factor esencial para explicar su buena estabilidad estructural, capacidad de infiltración y resistencia a la erosión (Benito y Díaz-Fierros, 1989; Benito et al., 2009; Martín et al., 2012). También el tipo de sustrato parece ejercer un papel significativo en la estabilidad de los agregados de estos suelos. Díaz-Fierros y Benito (1991) relacionaron esta propiedad con los contenidos de C y la naturaleza litológica del material de partida, mostrando que con contenidos

bajos de C, en ausencia de incendios, la mayor sensibilidad a la erosión se producía sobre esquistos pelíticos, anfibolitas y gabros mientras que la menor ocurría sobre sedimentos arenosos y areniscas; sin embargo, a partir del 10 % de C, todos los suelos mostraban valores muy bajos de remoción del suelo por la lluvia.

En ciertas condiciones de propagación del fuego, y especialmente cuando el suelo está seco, la combustión de la abundante cubierta orgánica del suelo y el alto contenido de materia orgánica, típica de los suelos gallegos, puede dar lugar a un calentamiento muy pronunciado y duradero del suelo superficial, causando graves perturbaciones en numerosas propiedades del suelo físicas, químicas y biológicas.

La *textura del suelo*, una variable importante que controla la capacidad de retención de agua y su infiltración, influyendo también en la erosionabilidad del suelo, no presenta generalmente modificaciones muy pronunciadas después de los incendios en Galicia (Benito et al., 2009; Varela et al., 2010 a; Martín et al., 2012) aunque también se han encontrado disminuciones del porcentaje de partículas de arcilla en incendios muy severos (Bará y Vega, 1983).

La *repelencia al agua*, o dificultad para ser mojados por ésta, es un hecho natural en muchos suelos de Galicia, en ausencia de fuego, afectando principalmente a la superficie del suelo mineral (Varela et al., 2005; Rodríguez-Alleres et al., 2007; Varela et al., 2010 a y b; Fernández et al., 2010 b; Rodríguez-Alleres y Benito, 2011, 2012; Rodríguez-Alleres et al., 2012; Fernández et al., 2013). Como en otras partes del mundo, ocurre en mayor proporción en pinares y eucaliptales que en otras formaciones vegetales, siendo más pronunciada en suelos de textura más gruesa y más ricos en materia orgánica, especialmente cuando el suelo está seco (Rodríguez-Alleres et al., 2007; Rodríguez-Alleres y Benito 2011, 2012; Rodríguez-Alleres et al., 2012). De nuevo esta propiedad es mucho más marcada en los suelos gallegos que en los de sitios más secos, probablemente por su mayor contenido en materia orgánica. Las investigaciones realizadas en suelos de Galicia indican que la repelencia al agua tras incendio es un fenómeno común, afectando a la conductividad hidráulica y, por tanto, a la escorrentía superficial y a la erosión, aunque resulta difícil de evaluar en el campo, por su variabilidad y dependencia de la humedad del suelo, entre otros factores (Díaz-Fierros et al., 1990; Varela et al., 2002). En general, el fuego modifica la distribución en profundidad, la

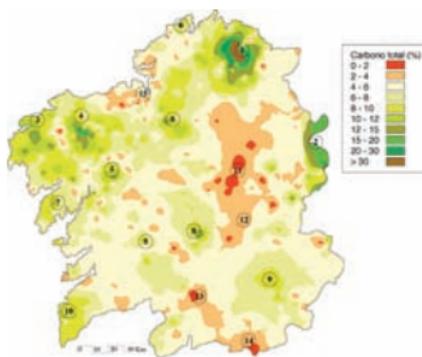


Figura 7. Distribución del contenido de Carbono en los horizontes superficiales de suelos de Galicia (tomado de Macías et al., 2004).

intensidad y la persistencia de la capa de suelo repelente al agua, haciéndose más patente este efecto en los suelos calentados durante más tiempo, en donde la capa hidrófoba parece emigrar desde la superficie del suelo hasta unos centímetros bajo ésta (Varela et al., 2005). Típicamente, la severidad del fuego destruye la hidrofobicidad en los primeros centímetros superficiales del suelo, mientras aumenta la intensidad, el espesor de la misma en la capa subyacente y su persistencia en el tiempo (Huffmann et al., 2001; Mataix-Solera y Doerr, 2004; Doerr et al., 2004; Benito et al., 2009; Rodríguez-Alleres et al., 2012). Se asume que, al igual que la desnudez del suelo, este fenómeno propicia la generación de escorrentía superficial y el despegue de la capa de suelo saturado, situada sobre la capa hidrófoba, facilitando así su erosión. De cualquier forma, aún reconociendo su importancia, se ha observado que generalmente la repelencia al agua decae en los suelos quemados de forma más rápida que las pérdidas de suelo por erosión, sugiriendo que su contribución al aumento de la erosión y la escorrentía podría ser menor de lo supuesto inicialmente (Doerr et al., 2009; Larsen et al., 2009).

La *estabilidad de los agregados* del suelo es considerada una propiedad esencial para evaluar la susceptibilidad del suelo a sufrir la erosión hídrica, aunque su conexión directa con la cantidad de suelo perdido no haya sido bien establecida por ahora (Benito y Díaz-Fierros, 1989; Benito et al., 2010; véanse también revisiones de Benito et al., 2009; Cerdá et al., 2009; Mataix et al. 2010 y 2011). En el caso de Galicia, la modificación de la estabilidad de los agregados tras incendio se debe esencialmente a la combustión de la materia orgánica, asumiéndose que su disminución facilita la pérdida de suelo por erosión (Vega et al., 1986; Díaz-Fierros et al., 1987; Soto et al., 1991; García-Corona et al., 2004; Varela et al., 2005; Benito et al., 2009; Varela et al., 2010 a). Sin embargo, no siempre se produce tras incendio una disminución de la estabilidad de agregados. Varela et al. (2002) y Varela et al. (2010 b) observaron que este parámetro sufrió pocos cambios, o incluso aumentó en suelos afectados por incendios en Galicia. Este aumento se ha asociado con fuegos de baja severidad (Díaz-Fierros et al., 1987, 1990). Vega y Fernández (2010) también han descrito una respuesta distinta en función de la severidad del incendio, creciendo la inestabilidad para los valores altos de aquel parámetro y no mostrando diferencias con los suelos no quemados en incendios de baja severidad; nuevos fuegos, producidos seis años después sobre los mismos sitios quemados, hicieron aumentar de nuevo la inestabilidad, observándose un efecto remanente incluso dos años después del último fuego.

La *conductividad hidráulica* del suelo -medida en laboratorio- se ve reducida tras el fuego (Díaz-Fierros et al., 1990; García-Corona et al., 2004). Se han observado disminuciones de la velocidad de infiltración del agua en el suelo -medida en campo- en áreas afectadas por fuegos de distinta severidad (Fernández et al., 2006 a; 2008 a; 2012 b), con mayores descensos en las zonas más severamente quemadas. En todos los casos, la cubierta orgánica remanente tras el fuego favoreció la velocidad de infiltración en esos suelos. El papel de esa cubierta en la reducción del encostramiento del suelo por acción de la lluvia es determinante para reducir la generación de escorrentía y las pérdidas de suelo por erosión (Larsen et al., 2009).

## Escorrentía y erosión

El incremento de escorrentía superficial tras el fuego en Galicia está bien documentado, tanto a nivel de parcela (Vega et al., 1982; Díaz-Fierros y Pérez, 1985; Vega y Díaz-Fierros, 1987; Díaz-Fierros et al., 1990; Soto et al., 1994; Soto y Díaz-Fierros, 1998; Vega et al., 2005), como en términos de producción de agua o escorrentía total, a nivel de cuenca (Fernández et al., 2006 b).

Generalmente, la escorrentía en Galicia presenta una correlación mayor con la precipitación que con las intensidades de la lluvia en cortos periodos de tiempo (Vega et al., 2005), sugiriendo un flujo superficial, originado mayoritariamente por saturación del perfil del suelo más que por superación de la velocidad de infiltración, usualmente elevada en los suelos gallegos, si bien puede verse reducida por la repelencia al agua después del fuego, de forma temporal. Esa saturación está propiciada también por el drástico descenso de la transpiración vegetal que ocurre tras la destrucción temporal de la vegetación por el incendio.

Por su parte, la escorrentía producida, especialmente tras eventos de precipitación repetidos en pocas horas y de gran magnitud, puede originar arroyadas e inundaciones, causando elevados daños a las infraestructuras, cultivos, propiedades, etc., como los ocurridos en Galicia, tras los incendios de 2006, en su zona costera.

La consecuencia final en Galicia de los procesos descritos es la frecuente aparición de eventos erosivos en el otoño y el invierno posterior siguientes al incendio y la degradación de propiedades



Figura 8. Escorrentía superficial después de incendio en Galicia. (Fotografía: Antonio Arellano).

edáficas de gran importancia. En condiciones desfavorables las pérdidas de suelo pueden alcanzar una elevada magnitud. La Tabla 1 resume algunos de los resultados procedentes de estudios desarrollados en Galicia.

**Tabla 1. Ejemplos de pérdidas de suelo por erosión el primer año tras incendio en Galicia.**

PRECIPITACIÓN (mm)	EROSIÓN (Mg/ha/año)	Autor
1400	15,0 -170,0	Díaz-Fierros et al. (1982)
2000	21,7	Vega et al. (1982)
1850	1,5	Vega et al. (1986)
1071	2,0	Díaz-Fierros et al. (1990)
---	0,2-30,2	Díaz-Fierros et al. (1991)
1400	2,0-25,0	Benito et al. (1991)
1474	13,1	Soto y Díaz-Fierros (1998)
1412	0,2-0,6	Vega et al. (2005 a)
680	0,03	Fernández et al. (2007)
1520	35,0	Fernández et al. (2011)
754	2,0	Díaz-Raviña et al. (2012)
1033	20,4	Vega et al. (2013)

Cabe señalar que los valores máximos son notablemente superiores a los encontrados en áreas mediterráneas quemadas (Shakesby y Doerr, 2006; Pausas et al., 2008), bajo menor precipitación que en Galicia, aunque teóricamente con un clima más agresivo que el atlántico, por lluvias de mayor intensidad. Estas cifras contrastan fuertemente con la casi nula erosión observada en terrenos forestales en Galicia, en ausencia de incendios (Díaz-Fierros et al., 1990; Soto et al., 1994; Vega et al., 2005). A pesar de estas fuertes cantidades de suelo perdido tras incendio, predomina la erosión laminar sobre otras formas de pérdidas de suelo. No obstante, es frecuente encontrar tras incendio la formación de pequeños regueros, escalones, descalce de plantas y mini- presas por acúmulo de sedimentos tras pequeños obstáculos en el suelo. En algunos casos también se aprecia el lavado de los elementos más finos del suelo superficial y un enriquecimiento de partículas de tamaño arena en micrositios.

Dado que los incendios se repiten con bastante frecuencia sobre las mismas zonas, los episodios erosivos asociados contribuyen notablemente a la degradación y a la pérdida de fertilidad, a medio y largo plazo (Vega et al., 1982; Soto et al., 1997; Gómez-Rey et al., 2012) de unos suelos forestales como los de Galicia, generalmente ya muy pobres en bases (Carballas et al., 2009; Martín et al., 2009; 2012).



Figura 9. No es frecuente en Galicia la formación de regueros de gran longitud tras incendio. A la izquierda, incendio de Camba 2010 y a la derecha incendio de Matamá 2010. (Fotografías: Antonio Arellano).

### Respuesta de la vegetación al incendio

En cuanto a la *vegetación*, lo más importante en relación con su papel de protección del suelo es que se ve alterada profundamente por el incendio, consumiéndose en mayor o menor grado durante aquel. Ello tiene efectos relevantes sobre la erosión y la escorrentía inmediatas post-incendio, máxime en lugares como Galicia donde la protección del suelo debida a la vegetación, en ausencia de fuego, es muy efectiva.

En términos generales, la respuesta de la vegetación al incendio depende principalmente de los mecanismos de regeneración natural propios de cada especie, si bien pueden estar matizados por factores como la severidad del fuego, edad de la planta, la recurrencia del incendio y las condiciones climatológicas después de éste (ej. Keeley et al., 2008). Es bien conocido que las plantas rebrotadoras cuentan con una ventaja importante respecto a las que obligatoriamente se regeneran a partir de semilla, en cuanto a la velocidad de crecimiento y también de recubrimiento del suelo (ej. Casal et al., 1984; Casal, 1985; Vallejo y Alloza, 1998; Pausas et al., 1999; Ferrán et al., 2005; Pausas y Verdú, 2005; Gimeno et al., 2009; Pausas et al., 2008, Vallejo et al., 2009).

Cabe diferenciar dos situaciones, en función del tipo de formación vegetal afectada, leñosas bajas o matorrales y arbolado.

En general, las coníferas presentan una mortalidad tras fuego bastante elevada (Vega et al., 2011), descansando su regeneración en la germinación y establecimiento de plántulas a partir de semilla (Vega et al., 2008). Este último proceso es habitualmente suficiente para asegurar el mantenimiento de la especie en el sitio. Con frecuencia, es necesario, incluso, reducir la densidad del regenerado con intervenciones selvícolas posteriores. Las caducifolias y las especies esclerófilas, como el eucalipto, que cuentan con capacidad de rebrote, como un mecanismo de supervivencia vegetativa, resultan más resilientes a fuegos repetidos (Vega et al., 2005b; Catry et al., 2010) y recuperan antes la cobertura.

La mayoría de las especies de matorral de Galicia pueden rebrotar después del incendio. Sin embargo, su capacidad para prestar una rápida cobertura al suelo en los primeros meses después del fuego es limitada. Por ello, en lugares donde el fuego presenta alta severidad son necesarias medidas que aseguren un recubrimiento del suelo inmediato para limitar eficazmente la erosión.

En los sitios incendiados de matorral en Galicia se produce un fuerte incremento de la precipitación incidente sobre el suelo tras el fuego, debido a la reducción de la intercepción de la lluvia por destrucción de la biomasa de matorral. Se han medido pronunciadas disminuciones de la lluvia interceptada por la vegetación de matorral entre un 65 y un 80 %, en el año siguiente al fuego (Soto y Díaz-Fierros, 1997; Vega et al., 2005), lo que indica aumentos correlativos de la cantidad de lluvia que llega directamente al suelo. Además, es frecuente en estos incendios que se consuma la cubierta orgánica del suelo, quedando éste desprotegido. Aunque los tallos de la vegetación quemada procuran una cierta rugosidad al suelo y un pequeño efecto de frenada de la escorrentía, en conjunto, su protección frente a la erosión es, generalmente, muy reducida. Cuando el calentamiento del suelo es muy fuerte, puede originarse la combustión de parte de las raicillas superficiales de la vegetación herbácea y de leñosas bajas, favoreciendo la desagregación del suelo, su pérdida



Figura 10. En ocasiones, tras incendios de alta severidad, y en conjunción con suelos inestables, existe el riesgo de formación de cárcavas. (Fotografía: Federico Sánchez).

superficial y la formación de pequeños regueros. Si no ocurre esto, las raíces finas superficiales de la vegetación herbácea y leñosa, contribuyen a mantener una buena resistencia al esfuerzo cortante del suelo. En plantas leñosas con órganos de reserva bien desarrollados, la combustión de su parte superficial puede dar lugar a una etapa de fuego de rescoldo pronunciada, causando una fuerte perturbación local del suelo, alrededor de la cepa de la planta, que facilita su pérdida por erosión.

En general, la recuperación de la vegetación herbácea y arbustiva es muy rápida en la mayor parte de Galicia, comparada con la de zonas de clima más seco, y notablemente mayor que en zonas semi-áridas y áridas. En estas últimas, es frecuente que el recubrimiento vegetal alcance menos del 25 % un año después del incendio (Badía y Martí, 2009).

La respuesta observada en Galicia, se debe, en gran medida, al régimen favorable de precipitaciones, particularmente en su área de influencia atlántica, y a la presencia en muchas de sus especies de rasgos vitales de rápida respuesta al fuego, como el rebrote y la estimulación térmica del banco de semillas edáfico.

Las trayectorias de regeneración post-fuego en comunidades de matorral de Galicia han sido ampliamente estudiadas (ej. Casal et al., 1984; Casal, 1985, 1987; Casal et al., 1990; Cascudo et al., 1998; Iglesia et al., 1998; Díaz-Vizcaíno et al., 2002; Reyes y Casal, 2008; Reyes et al., 2009). De estos trabajos se deduce que en los meses inmediatamente siguientes al fuego predomina el suelo desnudo, aunque se instalan también especies herbáceas, con frecuencia, anemócoras, ruderales



Figura 11. La rápida recuperación de la cobertura vegetal después de incendio es la tónica general en Galicia. (Fotografía: Antonio Arellano).

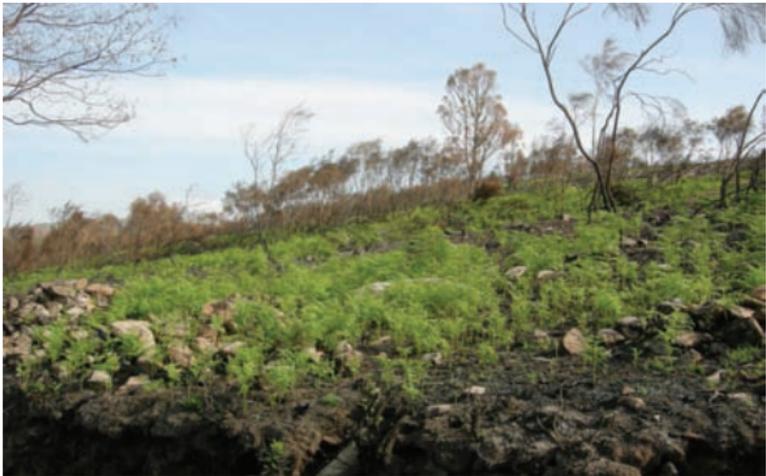


Figura 12. Cobertura de helecho (*Pteridium aquilinum*) dos meses después de incendio. (Fotografía: Antonio Arellano).

y oportunistas, en los huecos dejados por las leñosas, junto con geófitos, gramíneas rebrotadas, plántulas establecidas de semilla, y en menor medida, rebrotes de especies con capacidad para una rápida emisión de éstos. Sin embargo, la cobertura total aportada por las nuevas especies instaladas es pequeña, por coincidir con una etapa de reposo vegetativo y de temperaturas poco propicias para favorecer el crecimiento vegetal. En lugares con suelo relativamente profundo, y bajo clima atlántico, es común también la emisión de frondes de *Pteridium aquilinum* que pueden jugar un papel protector del suelo no desdeñable. En esos hábitats, también la proliferación de una cubierta muscinea o de hifas de hongos puede contribuir a la sujeción del suelo. Es frecuente, p.ej. que *Funaria hygrometrica* se instale sobre los suelos con altos depósitos de carbón y cenizas, colaborando a reducir el movimiento del suelo en lugares donde ha sido especialmente alterado.

La figura 13 resume claramente la incapacidad de la vegetación de matorral y herbáceas para suministrar una cobertura protectora suficiente al suelo en el período más crítico tras el incendio. Se aprecia cómo durante los seis primeros meses después de incendio, tiene lugar la mayor parte de la pérdida de suelo ocurrida durante el primer año tras el fuego. Como contraste, la cobertura lograda por la vegetación en esos meses no llega al 10%.

Es claro que el cuadro descrito presenta variantes en función de las condiciones climáticas y edáficas y de las especies integrantes de las respectivas comunidades. En las zonas de Galicia de influencia mediterránea, generalmente con menor precipitación y un clima más extremado, la velocidad de recubrimiento del suelo es usualmente menor que en las de influencia atlántica (ej.

Iglesia et al., 1998; Díaz-Vizcaino et al., 2002).

De los datos de Casal (1985) se infiere que se requieren entre 6 y 12 meses, para alcanzar un 30 % de cobertura vegetal del suelo tras incendio de primavera o de verano, respectivamente, en la zona atlántica gallega. Esta cifra de cobertura del suelo es habitualmente considerada como el valor mínimo necesario para empezar a ejercer un papel protector significativo para el control de la erosión (ej. Elwell y Stocking, 1976; Francis y Thorne, 1990; Thorne, 2005). Ese período viene afectado por la severidad del incendio. La figura 14 muestra la recuperación de la cobertura vegetal tras incendio, en la misma comunidad vegetal, en dos situaciones de severidad marcadamente diferente en la misma zona climática. Se aprecia que el 30 % de la cobertura vegetal del suelo se alcanza casi inmediatamente después de un incendio de baja severidad, mientras que son necesarios alrededor de nueve meses para obtener ese mismo valor tras un incendio de alta severidad. De la Fuente y Blond (2010) estimaron una cobertura vegetal media del suelo del 60 %, a los nueve meses de los incendios de 2006 en la zona costera de Pontevedra, tras un reconocimiento en 22 sitios incendiados, lo que de nuevo ejemplifica bien la velocidad de recuperación de la vegetación quemada en esas áreas de clima suave y lluvioso.

A corto y medio plazo, toda la vegetación juega un papel esencial en la reducción del riesgo hidrológico-erosivo, al limitar el impacto directo de la lluvia en el suelo, debido a la cobertura suministrada a aquel, mejorar la infiltración, actuar sobre el contenido de agua en el suelo y ejercer una sujeción de éste con su sistema radical, entre otras beneficiosas funciones (Brooks et al., 2003).

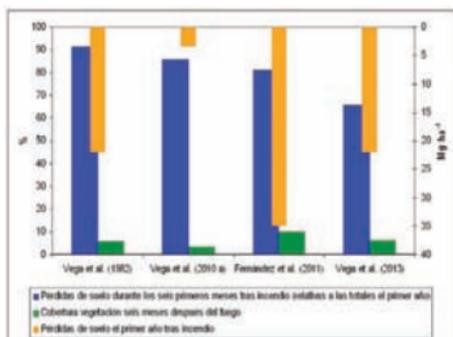


Figura 13. Comparación del porcentaje de suelo perdido durante los seis primeros meses después del incendio, en relación a la erosión ocurrida en el primer año, con el porcentaje de cobertura del suelo por el matorral y herbáceas en ese mismo período.

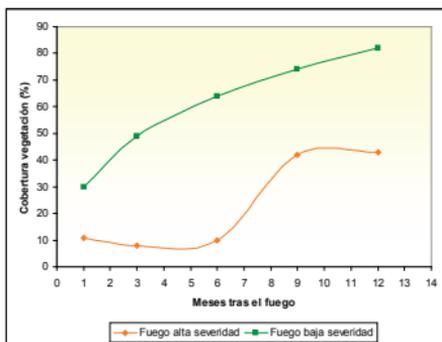


Figura 14. Variación temporal de la cobertura vegetal por la vegetación de matorral y herbáceas tras fuegos de baja y alta severidad en la zona de influencia atlántica en Galicia (Datos tomados de Vega et al. 2005 y Fernández et al. 2011).

En resumen, en Galicia se dan una serie de circunstancias que favorecen la posibilidad de ocurrencia periódica de eventos erosivos y alteraciones de notable magnitud en el régimen hídrico en áreas quemadas, poco después de ocurrir los incendios, que no solo tienen repercusión en las zonas forestales directamente afectadas sino que producen riesgos fuera de ellas, haciendo necesario medidas correctoras. Además, sin llegar a esos extremos, las cantidades de suelo perdido en áreas forestales quemadas pueden ser considerables, contribuyendo así a una progresiva degradación del ecosistema edáfico. También los nutrientes perdidos en el suelo erosionado son significativas (Vega et al., 1982; Soto et al., 1997; Gómez-Rey et al., 2012).



## Contexto temporal de la planificación de actividades post-incendio

Las tareas de gestión forestal tras el incendio se desarrollan con unos objetivos y una secuencia temporal bien definidos, normalmente relacionados entre sí, distinguiéndose entre acciones inmediatas, a corto, medio y largo plazo (Figura 15).

### Acciones inmediatas y a corto plazo

Las actividades van dirigidas a evaluar la necesidad de tomar medidas urgentes o, no, para evitar la erosión y degradación del suelo, un elemento esencial para la recuperación integral del ecosistema afectado. Indirectamente, esas medidas favorecen el mantenimiento de la calidad



Figura 15. Contexto temporal de las actividades de mitigación de impactos del incendio y restauración posterior.

del agua y de los hábitats acuáticos. Ante el riesgo de eventos hidrológicos de gran magnitud, estas acciones pretenden sobre todo proteger la vida humana y un conjunto de recursos valiosos que pueden verse críticamente afectados en muy poco tiempo tras el incendio. Para ello actúan fundamentalmente protegiendo el suelo para limitar su disgregación, arranque y su transporte, así como la generación de escorrentía en las laderas, al tiempo que estabilizan los cauces, en su caso.

Actualmente, esas intervenciones reciben el nombre de *tratamientos de estabilización de emergencia* (Robichaud, 2009), aunque también han sido conocidas anteriormente como *tratamientos de rehabilitación de emergencia* (USDA, 1995; USDOL, 2007). La guía de respuestas de emergencia de áreas quemadas elaborada por diferentes Agencias de Estados Unidos (USDA y USDOL, 2006) las define como "acciones planeadas para estabilizar y prevenir una degradación inaceptable de los recursos naturales y culturales, minimizar amenazas a la vida o propiedad resultantes de los efectos del fuego o reparar/reemplazar/construir dispositivos necesarios para prevenir la degradación del terreno o de los recursos". Puede observarse que el término estabilización tiene aquí el sentido de lograr contener el impacto negativo del incendio en el área afectada, aunque también incluye la estabilización física del suelo erosionable y de las laderas.

Estas labores pueden prolongarse hasta un año después del incendio, en cuyo caso, pasan a considerarse acciones a corto plazo.

En lugares de alta producción forestal, como en Galicia, una tarea que normalmente requiere ser acometida en un breve plazo después del incendio, es la corta del arbolado afectado para su aprovechamiento, aunque, a veces, en grandes incendios, tenga que demorarse, por limitaciones logísticas, más de un año. Numerosos factores deben ser tenidos en cuenta en este caso para compatibilizar los criterios socio-económicos y los ecológicos. Más adelante este tema será tratado de forma más detallada.

### **Acciones a medio plazo**

Se desarrollan normalmente entre uno y tres años después del incendio. Se conocen como *tratamientos de rehabilitación*, centrándose básicamente en mitigar los daños producidos en los ecosistemas afectados y acelerar su recuperación. Actividades tales como ayudas a la regeneración natural post-incendio de las masas quemadas, con p.ej. tratamientos de aclareo, o eliminación de competencia del matorral, nuevas plantaciones, recuperación de bosques autóctonos y formaciones ripícolas, reparación de infraestructuras, etc., se incluyen típicamente dentro de esta categoría de tratamientos. Más conceptualmente, la rehabilitación se centra en la reparación de los procesos, productividad y servicios del ecosistema (Robichaud, 2009). Todo ello, encaminado al restablecimiento de la integridad del ecosistema afectado, en términos de su composición y estructura de la comunidad biótica (Moreira et al., 2012) pero también de la recuperación de las propiedades edáficas alteradas.



Figura 16. Las formaciones ripícolas dificultan la propagación del fuego. Favorecer su recuperación constituye una importante actividad de rehabilitación de áreas quemadas. (Fotografía: Antonio Arellano).

### Acciones a largo plazo

Por último, las *acciones de restauración* post-incendio se acometen, generalmente, en un plazo de tiempo superior a los tres años. Idealmente, deberían ir orientadas a una verdadera restauración ecológica, en el sentido de recuperar la integridad del ecosistema o, al menos, sus aspectos más relevantes en términos de composición, estructura y funcionamiento (van Andel y Grootjans, 2006), teniendo en cuenta también su autoregeneración y sostenibilidad, incluyendo en esta última la de la gestión forestal asociada (Urbanksa et al., 1997; SER, 2004). En muchos casos, esas actividades tienen que conciliar objetivos muy diversos: conservar y mejorar la calidad del ecosistema, proteger las cuencas hidrográficas, manteniendo una cubierta vegetal que limite la degradación del suelo, los procesos erosivos y reduzca el riesgo de avenidas e inundaciones (Vallejo et al., 2003). En otros casos, son prioritarios la fijación de carbono, la prevención de incendios forestales y la mejora de la resiliencia del ecosistema frente a nuevas perturbaciones (Vallejo et al., 2009; Moreira et al., 2012). En bosques donde no se plantea el aprovechamiento comercial del arbolado quemado, por ejemplo en el Levante y en el Sur de España, esos objetivos constituyen el eje orientador de las actividades restauradoras a medio y largo plazo. Como contraste, en lugares como Galicia, con masas forestales de alta productividad y que fueron instaladas con fines de aprovechamiento, es muy importante enfatizar en la sostenibilidad de la gestión forestal realizada.



# Condicionantes generales de la planificación de las actuaciones

## Factores principales

Un conjunto de factores condicionan la planificación de las tareas post-incendio y el gestor que las acometa debe tenerlos muy presentes. Entre ellos, cabe destacar los siguientes:

- *Valores y recursos directamente amenazados*, incluyendo en primer lugar la vida humana, así como propiedades e infraestructuras, recursos naturales de muy diverso tipo, bienes culturales y legados biológicos. Esto resulta obvio, dado el fin que se pretende.
- *Características del ecosistema*. Es claro que la respuesta del sistema afectado depende en gran medida de sus propias características, incluyendo aquí, las climáticas. Por ello es muy importante un conocimiento tan profundo como sea posible de las pautas de respuesta al fuego de los ecosistemas afectados. Un caso destacable se presenta cuando se trata de ecosistemas singulares que, por sus exclusivas propiedades, demandan una atención preferente y particularmente cuidadosa. También merecen un seguimiento especial los ecosistemas altamente degradados por perturbaciones anteriores.
- *Características del incendio*: tamaño, severidad, época en la que ocurre y recurrencia son elementos clave que van a influir notablemente, no sólo en la decisión de actuar o no, sino también en la intensidad y ubicación de esas actuaciones. Estos factores son componentes esenciales del régimen de fuego (ej. Agee, 1993; Whelan, 1995).
- *Factores socioeconómicos*. Son también muy importantes en las tareas post-incendio, y especialmente cuando los terrenos afectados son mayoritariamente de propiedad privada, como en Galicia, o albergan bienes de interés ecológico o cultural. Es necesario que los gestores públicos identifiquen bien los factores socioeconómicos involucrados, y actúen, a continuación, canalizando las demandas sociales, y buscando también los apoyos necesarios en la sociedad. Las actividades de rehabilitación post-incendio son una gran ocasión para mejorar las relaciones entre la Administración Forestal, los propietarios y los grupos medioambientales (Mavsar et al., 2012). También facilitan la comunicación entre la Administración Forestal y la sociedad en general, conectando con una amplia corriente de opinión concienciada con la mejora de la calidad ambiental de la gestión de los recursos naturales renovables. Un punto sensible suele ser la corta del arbolado quemado y cómo y cuando ejecutarla. Los derechos de los propietarios tienen que armonizarse con la conservación de los recursos y la sostenibilidad



Figura 17. Regeneración vegetativa de *Quercus pyrenaica* un mes después de incendio (Fotografía: Antonio Arellano).

de la gestión. Otro punto delicado es que las inversiones en restauración post-fuego puedan ser entendidas por la población rural como un medio indirecto de conseguir trabajo en la zona. Es preciso arbitrar medios para evitar o reducir ese riesgo.

Por otro lado, como en general el coste de los tratamientos de estabilización suele ser medio-alto, es necesario sopesar bien la justificación y oportunidad de su implementación, que debe estar en concordancia con la importancia de los valores que van a ser protegidos y su riesgo real. De hecho, el presupuesto disponible va a condicionar en gran medida la posibilidad de desarrollar tratamientos de mitigación, el tamaño de la superficie a tratar e incluso el tipo de tratamiento.

- *Posibilidades técnicas, eficiencia y logística de los tratamientos recomendados.* La ejecución de estas tareas de emergencia para limitar los daños producidos por el incendio implica un amplio uso de recursos humanos y medios técnicos y el acopio de unos materiales; por ello, es necesario tener bien definidos los objetivos y unos marcos organizativos claros, así como extremar la coordinación en el empleo de los recursos y haber efectuado previamente una correcta selección de los tratamientos adecuados al sitio, teniendo en cuenta su coste, sus limitaciones y eficacia.
- *Objetivos compatibles con los generales de ordenación en la zona.* Las acciones específicas post-incendio no pueden desligarse de los objetivos generales de ordenación para la zona,

y deberían integrarse en un marco de planificación territorial más amplio, favoreciendo la consecución de esos objetivos a largo plazo. De acuerdo con ello, es importante conocer los efectos que, a corto y largo plazo, conlleva la aplicación de los tratamientos que van a implementarse (Pike y Ussery, 2006). Las acciones a corto y medio plazo deben efectuarse de manera que no comprometan los objetivos de más largo plazo. Para ello, es preciso tener claros los objetivos relativos a la composición y estructura de la vegetación en un marco temporal dilatado y asegurarse de que la rehabilitación y estabilización no interfieran con la restauración del sitio quemado (Franklin y Agee, 2003; Pike y Ussery, 2006; Robichaud, 2009; Vallejo et al., 2009). De nuevo hay que señalar que en áreas forestales como las de Galicia, donde predominan los montes de propiedad privada, ordenados principalmente con fines de producción de madera, aunque también generadores de otros recursos, es importante armonizar los criterios de producción con la sostenibilidad de la gestión del recurso. Por tanto, las actividades de rehabilitación post-incendio tienen que tratar de hacer compatibles los aprovechamientos de los recursos y el mantenimiento de la calidad del sistema.

### Puntos clave

Tener presente una serie de puntos clave facilita la planificación y ejecución de las tareas urgentes de mitigación de riesgos post-incendio. Estos aspectos han sido extensamente discutidos en la literatura técnica sobre esta temática (USDA, 1995, 2004; Pike y Ussery, 2006; USDA y USDOJ, 2006; USDOJ, 2007). Los más importantes se indican seguidamente.

#### *Tiempo de respuesta lo más breve posible*

En Galicia y en la España húmeda, donde las lluvias del otoño son, con frecuencia, muy abundantes y causan la mayor parte de las pérdidas de suelo, la prontitud en la respuesta es decisiva y no sólo referida a la ejecución de los tratamientos sino también a las actividades previas que conllevan. De hecho, en Estados Unidos los equipos BAER comienzan a tomar información sobre la severidad del



Figura 18. Trabajos de evaluación de la severidad del fuego unos días después del incendio. (Fotografía: Mario López).

incendio antes de que esté completamente extinguido (Lentile et al., 2007). Los tratamientos de estabilización necesitan ser iniciados muy poco después del incendio y ejecutados en un tiempo muy corto para que sean eficaces. Por lo tanto, el tiempo de respuesta es crítico. Cuanto más pronto sean implementados los tratamientos, mayor es la probabilidad de su éxito.

### ***Planificación simple y flexible***

Es muy importante mantener un esquema de planificación lo más sencillo y flexible posible y dirigir claramente las actividades a conseguir objetivos concretos.

### ***Disponibilidad de medios materiales***

Antes de que el incendio tenga lugar, debería poder contarse de manera efectiva con la mayor parte de la información, los recursos materiales y la logística que van a ser usados en las actividades de estabilización de emergencia post-fuego. De nuevo, los equipos BAER de Estados Unidos, pueden servir de ejemplo, al recoger, con frecuencia, información del incendio antes de que este haya sido completamente controlado, para ser utilizada en las tareas de evaluación de su impacto y en la planificación de las actividades de emergencia subsiguientes.

La organización y logística de las operaciones es fundamental para el éxito final.

### ***Personal cualificado***

Es esencial contar con recursos humanos especializados y disponer de una estructura organizada. Ello requiere identificar y cubrir las necesidades de formación, entrenamiento y experiencia. Además, los conocimientos obtenidos sobre el éxito o limitaciones de los tratamientos aplicados y de los modelos predictivos usados son muy útiles para mejorar actuaciones futuras.

### ***Coordinación***

Se requiere disponer de una vía de interacción y coordinación de las actividades entre los organismos públicos con competencias en el tema.

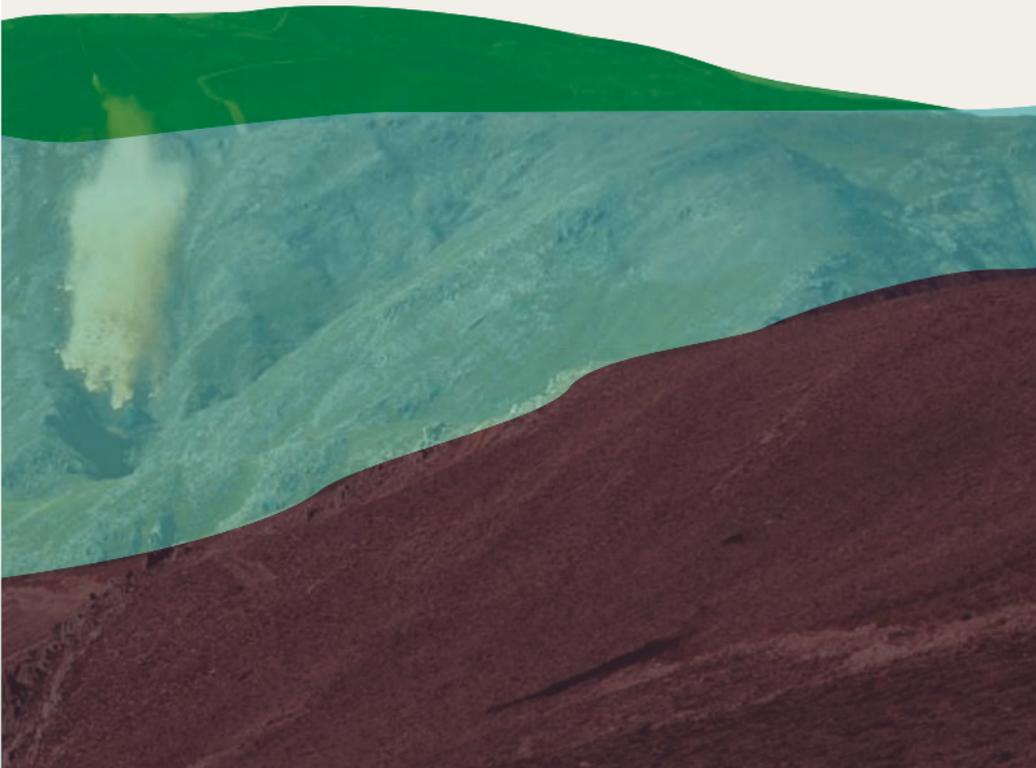
### ***Terminología común***

El empleo de los mismos términos por parte de todos los organismos, agencias y grupos de personas que intervienen en las tareas facilita las actividades planeadas.

### ***Comunicación exterior fluida con colectivos involucrados***

Deben promoverse vías de comunicación entre los organismos gestores, los medios y los colectivos de las personas interesadas (propietarios, grupos de afectados, grupos medioambientalistas, etc.).

## SEGUNDA PARTE





## Guía para la planificación de las tareas de estabilización de emergencia del suelo tras incendio

La planificación y programación de las tareas urgentes post-incendio está basada en un flujo ordenado de actividades para lograr los objetivos previstos. La figura 19 muestra un diagrama con las diferentes etapas y actividades a desarrollar.



Figura 19. Diagrama de flujo de las medidas de estabilización de emergencia de áreas forestales quemadas.

## Pre-planificación

En esta primera etapa se pretende: 1) recopilar la mayor cantidad de información posible sobre el territorio afectado por el incendio que sirva de base para las acciones posteriores, 2) tener una primera estimación de las áreas potencialmente más vulnerables al fuego desde el punto de vista del suelo y la vegetación, y 3) disponer, al menos, de una primera evaluación de otros recursos, diferentes del suelo, tanto dentro como fuera del área quemada, potencialmente más amenazados.

Respecto al primer punto, podemos distinguir dos tipos de información: una específica del fenómeno del incendio y otra relativa a las características medioambientales y socioeconómicas del área quemada.

La *documentación del incendio* es un instrumento esencial para el conjunto de las actividades de emergencia. Esa información debería incluir al menos datos sobre las siguientes características:

- a) perímetro y superficie quemada
- b) condiciones meteorológicas previas y durante el incendio
- c) descripción de la propagación del fuego y de su comportamiento en el incendio (áreas ocupadas por carreras de fuego a favor o en contra del viento y/o pendiente, fuego salpicado)
- d) tipología del fuego (áreas afectadas por diferentes tipos de fuego -de superficie, de copas, de arbolado, matorral-)
- e) recurrencia del fuego en la zona
- f) técnicas de extinción empleadas y su localización en el área quemada (ataque directo o indirecto, empleo de maquinaria, descargas aéreas, contrafuego, etc.)

La mayor parte de estos datos debería estar disponible en un sistema de información geográfico.

El formulario estandarizado, cumplimentado con los datos principales del incendio, que la Administración forestal realiza, es una ayuda importante. Más especialmente, la indagación de datos a partir del personal involucrado en la extinción es una fuente útil de información.

La *información sobre las características medioambientales y socioeconómicas* del área quemada, comentada anteriormente, resulta crítica para todas las tareas subsiguientes. Incluye bases cartográficas temáticas digitalizadas, comprendiendo mapas topográficos, de vegetación, litología y suelo, que estén disponibles, así como bases de datos climatológicos de la zona. También incluye datos de la vegetación, flora y fauna protegidas, espacios singulares, planes de ordenación territorial y forestal de la zona, información catastral, datos históricos de frecuencia y causalidad de los incendios, tratamientos selvícolas efectuados, usos del suelo, etc...

En relación al segundo punto, relativo a una primera estimación de la vulnerabilidad del suelo a la erosión (previa a la basada en la información recogida en el campo después del incendio), existen diferentes aproximaciones. Unas que solo consideran el efecto del fuego en el suelo y otras que incluyen también la respuesta de la vegetación. Un ejemplo del primer tipo es el modelo propuesto por Fernández et al. (2005), para la zona Norte de España, que considera el riesgo erosivo post-incendio dependiente de tres factores: estabilidad de macroagregados, pendiente del terreno e intensidad del fuego. El primero de ellos es obtenido indirectamente a través de la combinación de las características de la litología del suelo afectado, la textura (porcentajes de arcilla + limo + arena fina) y la materia orgánica (en base a la calidad del humus que se considera función del tipo de especie). La intensidad del fuego se evalúa también indirectamente en base al tipo de vegetación existente.

Otros sistemas, como los propuestos por Alloza y Vallejo (2006), Alloza et al. (2006), Ibarra et al. (2007), Llovet et al. (2010) y más recientemente por Duguay et al. (2012), tratan de establecer un índice de la vulnerabilidad ecológica a los incendios forestales, a corto y medio plazo, mediante la integración de dos indicadores, uno, de susceptibilidad del suelo a la erosión y otro relativo a la velocidad de recuperación de la vegetación. El primero surge de la combinación de cuatro factores: características del suelo que afectan a su erosionabilidad, pendiente del terreno, capacidad protectora de la vegetación quemada y agresividad de la lluvia. La velocidad de recuperación de la vegetación es considerada el segundo factor clave para definir la vulnerabilidad. Esta se hace depender de la exposición, la duración del periodo seco post-incendio y la estrategia dominante reproductiva tras el fuego. Finalmente, estos autores, incorporan como factor modulador de la vulnerabilidad, la intensidad del incendio, obtenida por simulación, en base a la cartografía de modelos de combustible.

Los anteriores sistemas, aunque han sido concebidos como herramientas de planificación a corto, medio y largo plazo, pueden suministrar una primera orientación sobre las zonas del incendio potencialmente más vulnerables. Sin embargo, como Moreira et al. (2012) señalan, incluso si un área determinada ha sido definida a priori como altamente vulnerable, a través de estos modelos pre-fuego, la erosión y la degradación post-incendio podrían ser despreciables si el incendio es de baja severidad. Esto subraya la absoluta necesidad de recoger la información sobre la severidad del fuego directamente en el área quemada.

Finalmente, respecto al tercer punto de la pre-planificación, la información básica sobre los recursos potencialmente amenazados es obtenida recopilando datos sobre su existencia, importancia y ubicación, además de una primera evaluación, en base al conocimiento experto, del posible impacto causado por los procesos erosivo-hidrológicos desencadenados tras el incendio.

## **Evaluación y cartografiado de la severidad del fuego**

La evaluación de la severidad del fuego es una etapa crítica en la planificación de las actividades urgentes post-incendio que requiere de observaciones, inspecciones y muestreos de campo, si bien

en grandes incendios (a partir de unas 1500 ha) esta tarea puede simplificarse con el apoyo de la teledetección. Antes de entrar en el detalle de como se efectúa esa estimación, se comentan las acepciones actuales del término *severidad del fuego*, en sus dos variantes más prácticas desde el punto de vista que nos ocupa: severidad del daño causado por el fuego en la vegetación y en el suelo, o más brevemente severidad del fuego en la vegetación y en el suelo, respectivamente (*vegetation burn severity* y *soil burn severity*, en la terminología usual de los BAER). Se incluye también un sistema de evaluación, basado en indicadores visuales de daño en la vegetación y suelo, por su particular relevancia en el proceso erosivo y en la generación de escorrentía y un formulario para recoger la información de campo requerida para la evaluación de la severidad.

Aunque los términos *intensidad del fuego* y *severidad del fuego* se han venido usando como sinónimos en la literatura científica relativa a los efectos del fuego, durante bastante tiempo y sin demasiada precisión, en realidad reflejan conceptos bastante diferentes, aunque no fácilmente cuantificables en un incendio. El primero se refiere a la velocidad de liberación de energía en el incendio (en todas sus variantes: intensidad lineal e intensidad de reacción en la fase de llamas del incendio, intensidad generada en la fase de rescoldo), mientras que el segundo, parece que debería depender, más bien, de la cantidad de combustible y de materia orgánica consumida durante el incendio (Keeley, 2009), aunque no existe todavía acuerdo respecto a que variable/s deberían usarse en su cuantificación. La dificultad de conocer todas esas variables, cuando se inspecciona el área quemada, ha obligado por ahora a utilizar variables sustitutivas o indicadoras.

Ese problema es más acusado en el caso de la severidad porque además no existe una única acepción del término *severidad del fuego* en la comunidad científica, y muchas de las definiciones usadas la han considerado también como una medida de la amplitud del impacto ecológico o medioambiental, o del nivel de daño o perturbación causado por el fuego en el conjunto del ecosistema o en alguno de sus componentes (White y Picket, 1985; Simard, 1991; Jain et al., 2004; Neary et al., 2005; Key y Benson, 2006). Por tanto, han hecho depender su cuantificación, más que del nivel de una determinada variable física, independiente del sujeto pasivo, del grado de daño o impacto sufrido por ese sujeto y, por tanto, de su vulnerabilidad (Keeley, 2009), sin diferenciar ambos conceptos. Sin embargo, parece muy aconsejable poder distinguir severidad del fuego del daño causado por éste.

Dado que no hay actualmente un consenso sobre cuál es la métrica más adecuada para cuantificar la severidad y debido también a la dificultad de su medición directa, es preciso usar indicadores de ella. Por otro lado, el impacto del fuego comprende un amplio conjunto de procesos muy diferentes (erosión, regeneración de la vegetación, recolonización de la fauna y muchos otros...) y, si bien algunos de ellos parecen estar relacionados con la severidad del fuego, no ha podido demostrarse hasta ahora que otros lo estén. Parece, por tanto, más apropiado considerar que el impacto ecológico del fuego dependa no solo de su severidad sino más bien de la interacción entre el régimen de fuego y la vulnerabilidad de los propios componentes del sistema afectado. De las variables que caracterizan el régimen de fuego (severidad, recurrencia, tamaño del incendio

y época del año en la que aquel tiene lugar), es probable que la severidad sea la de mayor trascendencia desde el punto de vista del impacto erosivo-hidrológico, aunque posiblemente la recurrencia sea también un factor muy determinante. Ciertamente, los efectos de las otras variables han sido escasamente explorados por ahora.

Mientras la investigación sobre la cuantificación de la severidad continúa progresando, precisamos disponer, desde el punto de vista operativo, de un sistema que ayude a evaluar el impacto del fuego, con relativa facilidad. Existen para ello varias métricas que emplean en realidad variables indirectas, o indicadores. Están basadas principalmente en la cantidad total del combustible consumido, tanto en los estratos de vegetación del sotobosque y arbolado, como en los de la cubierta orgánica del suelo, junto a la materia orgánica del suelo destruida durante el incendio (Keeley, 2009).

Desde el punto de vista práctico, resulta útil la separación de la severidad del fuego en la de los dos componentes del ecosistema con mayor influencia en la respuesta hidrológica-erosiva: vegetación y suelo. Además, ya que habitualmente no existe una buena relación entre la severidad del fuego en la vegetación arbórea y en el suelo (Jain et al., 2004; Jain y Graham, 2007) hay que proceder a evaluar ambas por separado.

## **Severidad del fuego en la vegetación**

La determinación del nivel de severidad del fuego en la vegetación tras el incendio es decisiva para planificar y ejecutar las acciones de estabilización y rehabilitación post-incendio, ya que los residuos de vegetación, tanto los de arbolado como los del sotobosque, juegan un papel muy relevante en la protección del suelo frente a la energía de la lluvia.

La severidad del fuego en la vegetación se evalúa a menudo por el grado de consunción y/o sofiamado de ese componente del ecosistema. Generalmente esos dos fenómenos están muy influenciados por la intensidad lineal o de reacción del frente de fuego (Ryan, 2002).

Es frecuente después del incendio encontrar en el área quemada tres tipos de niveles de afectación del arbolado que son también usados como indicadores de niveles de severidad del fuego en este estrato: a) Zonas que han sufrido un fuego de copa. En ellas, el combustible formado por las hojas y las ramillas más finas del arbolado ha ardido en la fase de llamas del incendio, b) zonas recorridas por fuego de superficie, de mayor ó menor intensidad, que ha dado lugar al sofiamado total o parcial (scorch) del volumen de hojas que conforman la copa del arbolado, con la desecación y muerte de aquellas, c) zonas sometidas a fuego de superficie, donde la intensidad de este no ha sido suficiente para producir el sofiamado de la copa y el dosel arbóreo permanece intacto.

Cuando el incendio ha causado el sofiamado del estrato arbóreo, se produce la caída de sus hojas en pocas semanas después del fuego (needle cast), formándose una cubierta protectora del suelo, muy eficaz frente al impacto de la lluvia, reduciéndose notablemente la erosión posterior



Figuras 20 y 21. Pinares de *Pinus pinaster* afectados con distinto grado de severidad del fuego. Se aprecian zonas donde el arbolado ha sufrido fuego de copa, con consunción total de las acículas, otras donde las acículas han sido soflamadas por el calor desprendido desde el frente de llamas, y otras donde permanecen vivas, al menos a corto plazo. (Fotografías: José A. Vega y Antonio Arellano).

(ej. Vega et al., 1986; Vega y Díaz-Fierros, 1987; Pannuk y Robichaud, 2003; Cerdá y Doerr, 2008; Shakesby, 2011). En las zonas del incendio donde las copas de los árboles no han sido soflamadas, el dosel formado por estas protege al suelo del impacto directo de la lluvia, mediante la intercepción, facilitando la infiltración, reduciéndose la escorrentía y la erosión notablemente.

Como contraste, cuando la vegetación arbórea ha sufrido un fuego de copa, no queda apenas protección directa de la superficie del suelo, frente a la lluvia por parte del arbolado quemado. Aún así, éste realiza tres funciones muy importantes de limitación de la respuesta hidrológica de la cuenca quemada al incendio. Produce una pequeña intercepción de la lluvia, sus troncos frenan la escorrentía superficial, aumentando la rugosidad del terreno (Fox et al., 2006) y dificultando la generación de arroyada, y sobre todo, sus raíces juegan un papel esencial en la estabilidad del terreno saturado, limitando la posibilidad de su colapso y los movimientos en masa asociados, la formación de cárcavas, etc. Como contrapartida, este tipo de fuego favorece la formación de gruesas gotas desde el arbolado desprovisto de follaje y cuando se da en conjunción con el suelo desnudo, facilita la remoción de partículas de suelo (Dissmeyer y Foster, 1984). También puede encauzar más el agua de escorrentía cortical, favoreciendo la excavación y arrastre de suelo alrededor del tronco.



Figura 22. Hojarasca formando un lecho prácticamente continuo, que protege el suelo, procedente de la caída de acículas desde árboles con la copa soflamada. (Fotografía: Antonio Arellano).



Figura 23. Suelo desnudo en un pinar de *Pinus pinaster* afectado por un fuego de copas. (Fotografía: Antonio Arellano).

A la vista de lo anterior, es importante disponer de información relativa al nivel de afectación del dosel arbóreo por el incendio, y determinar la fracción de superficie del área quemada ocupada por cada una de las tres tipologías de daño descritas. Para ello, pueden utilizarse los tres niveles básicos de severidad del fuego en el arbolado, indicados líneas más arriba. Dentro del correspondiente al arbolado soflamado, suelen considerarse subniveles, en función del volumen de copa afectado, variable que en conjunción con la densidad y tamaño del arbolado sirven como indicadores del potencial inmediato de generarse una cubierta de hojarasca más o menos continua sobre el suelo. La figura 24 permite estimar el grado de cobertura del suelo logrado con la caída de la hoja soflamada para las tres principales especies arbóreas de Galicia, en función del área basal de la masa y para cuatro niveles de porcentaje de volumen de la copa soflamada. Otra alternativa es efectuar una medición de la fracción de longitud de copa soflamada. Suele complementarse con las medidas de la máxima y mínima altura de chamuscado o carbonizado superficial del tronco. Estas dos últimas variables se han usado, a veces, como estimaciones de la longitud de llamas, y por tanto de la intensidad lineal del frente del fuego, aunque esos signos dependen también de otros muchos factores (Dickinson y Johnson, 2001; Alexander y Cruz, 2012) por lo que no son muy fiables.

En los matorrales, lo habitual es que el incendio consuma todas sus hojas y parte de los tallos, sufriendo, de hecho, un fuego similar al de copa del arbolado, a menor escala. De esta forma, tras estos fuegos, el suelo queda muy expuesto a la acción de la lluvia. Solo en contadas ocasiones, se pueden encontrar en el área quemada manchas de matorral que hayan sido únicamente chamuscadas

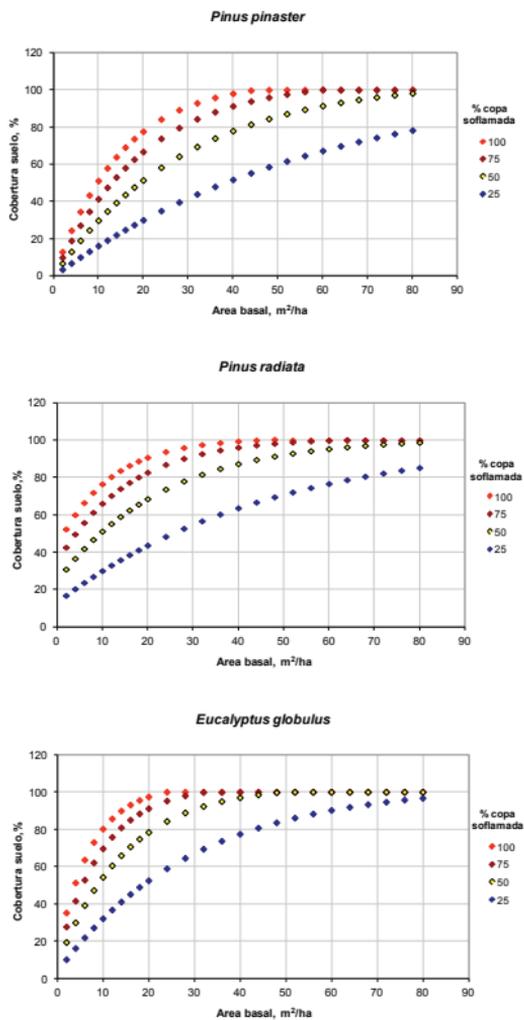


Figura 24. Porcentaje de cobertura del suelo por la hoja caída desde árboles con distinto porcentaje de volumen de la copa soflamada, para *P. pinaster*, *P. radiata* y *E. globulus*.



Figura 25. Ejemplos de porcentaje de cobertura obtenida con la caída de 300 g m<sup>-2</sup> de hojas soflamadas sobre una superficie de un metro cuadrado de *Pinus pinaster* (arriba), *Pinus radiata* (centro) y *Eucalyptus globulus* (abajo). (Fotografías: Antonio Arellano).

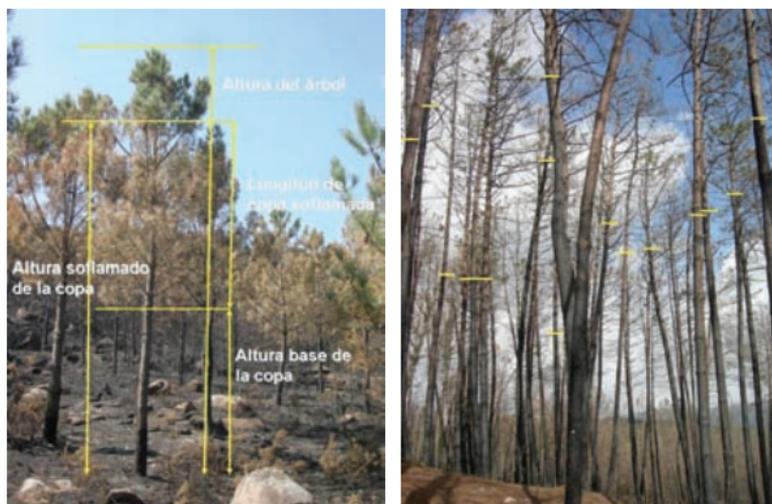


Figura 26. Izquierda: árbol con un porcentaje del volumen de copa soflamado de un 80% y un ratio de longitud de copa soflamada de un 76%. Derecha: las marcas amarillas corresponden a las longitudes máximas de chamuscado de tronco en esta masa. (Fotografías: Antonio Arellano).

por el fuego y, en ese caso, la vegetación dañada puede suministrar un cierto grado de protección al suelo. De acuerdo con esto, un sistema sencillo de evaluación de la severidad en este estrato de vegetación es estimar la superficie ocupada por los dos niveles de afección comentados.

Otra alternativa es utilizar el diámetro mínimo terminal de los tallos o ramillos y la altura de los restos de las plantas quemadas en muestreos efectuados en del área quemada (Moreno y Oechel, 1989; Tolhurst, 1995; Pérez y Moreno, 1998; Jain y Graham, 2007; Keeley et al., 2005, 2008).

## Severidad del fuego en el suelo

La evaluación de la severidad es un paso crítico en la toma de decisiones para las tareas de estabilización de suelos quemados (Jain et al., 2008, 2012; Parsons et al., 2010). Debe hacerse en términos que sean útiles desde el punto de vista operativo (Parsons et al., 2010), lo que en nuestro contexto significa que esté orientada a evaluar el grado de impacto del fuego en el suelo, con repercusión directa en su susceptibilidad a la erosión y la generación de escorrentía. De hecho, para desarrollar un índice de severidad del incendio, en general, se considera prioritario determinar los cambios en las propiedades del suelo inducidas por el fuego, más que el grado de destrucción de la biomasa vegetal (Shakesby y Doerr, 2006). Constituye así un integrante esencial en los índices

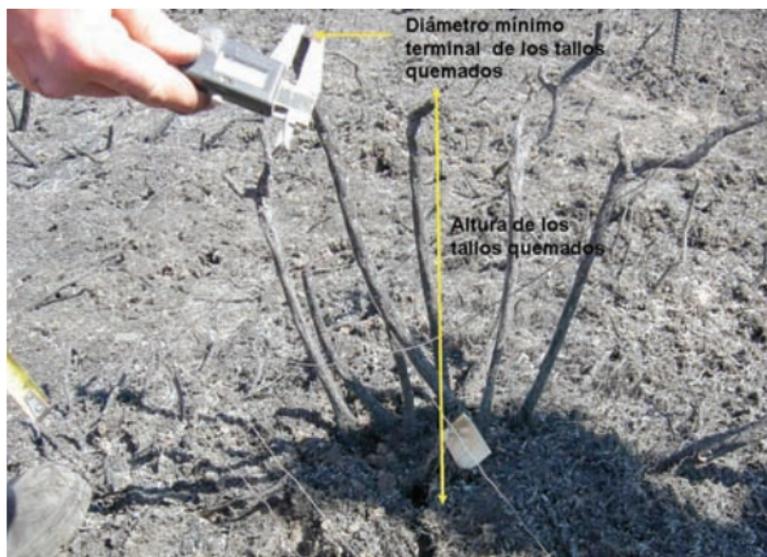


Figura 27. Medición de dos indicadores de severidad del fuego en la vegetación de matorral. (Fotografía: Antonio Arellano).



Figura 28. Incendio de alta severidad en brezal de *Erica australis*. Nótese los gruesos diámetros de los tallos remanentes. (Fotografía: Antonio Arellano).



Figura 29. Incendio de baja severidad en tojal. (Fotografía: Antonio Arellano).

de severidad del fuego, en su conjunto, (Ryan, 2002; Neary et al., 2005; Key y Benson, 2006; Jain y Graham, 2007), debido, no sólo a su valor potencial como indicador del nivel del impacto directo que tiene el fuego en ese componente del ecosistema, sino también por su especial influencia en las respuestas hidrológica y erosiva post-incendio (Ice et al., 2004; Lewis et al., 2006). De todas formas, de cara a las tareas de estabilización urgente post-incendio las evaluaciones del impacto del incendio en la vegetación y en el suelo son igualmente necesarias.

La severidad del fuego en el suelo es usada como indicativa del nivel de perturbación sufrido por aquel, caracterizado por la magnitud del cambio en una o varias de sus propiedades físicas, químicas y biológicas como consecuencia, básicamente, del grado de calentamiento sufrido por el suelo durante el incendio. Se admite generalmente que la cantidad de calor que llega al suelo y su duración en el incendio son dos variables de gran repercusión en la magnitud del impacto sobre esas propiedades (e.j. De Bano et al., 1998; Neary et al., 2005, Certini, 2005) y por tanto, en la severidad del fuego en el suelo, esta última interpretada como daño causado por el incendio. Por otro lado, el nivel de calentamiento del suelo podría también servir como otra expresión de la severidad, en el sentido de Keeley (2009), esto es, variables que no incluyan específicamente el nivel de daño o impacto causado. Aunque conceptualmente esta segunda aproximación sea interesante, desafortunadamente tiene hoy día una aplicación reducida, dado que la información sobre el régimen térmico originado en el suelo por los incendios es, por razones obvias, muy escasa. Los datos disponibles, a partir de fuegos experimentales

de campo, muestran una gran variabilidad en los valores del régimen térmico producido en el suelo, lo que apoya las observaciones, posteriores al fuego, indicando también una gran variabilidad espacial en los niveles de severidad. Es interesante recordar aquí, la existencia de diversas aproximaciones que permiten estimar a posteriori las temperaturas generadas en el suelo durante el incendio y que posiblemente serán cada vez más utilizadas en el futuro. Una de ellas está basada en la respuesta NIR (radiación del infrarrojo cercano) del suelo (Guerrero, 2010), previamente obtenida tras calentamientos del mismo suelo en horno, en laboratorio, a temperaturas conocidas y su comparación con la respuesta NIR observada en el campo. Otra, se fundamenta en los cambios estructurales ocurridos en la materia orgánica del suelo en comparación con el suelo no quemado (González-Pérez et al., 2004; Knicker et al., 2006; Almedros y González-Vila, 2012) y producidos a unas temperaturas determinadas. Mientras toda esa investigación progresa seguimos necesitando disponer de herramientas operativas de campo para evaluar ese parámetro que posibiliten tomar decisiones en poco tiempo.

Es importante tener presente que, debido a esos múltiples factores influyentes en la génesis de la severidad, tras el incendio, el suelo superficial presenta un mosaico de parches con distintos niveles de severidad. Esto es, no existen, habitualmente, grandes zonas, dentro del área quemada, que muestren niveles homogéneos de severidad del fuego en el suelo. Lo usual es la presencia de múltiples manchas, donde junto a lugares con el suelo muy afectado, se encuentren otras con bajo nivel de alteración en aquel. Por tanto, es necesario disponer de un catálogo simplificado de situaciones que tipifiquen niveles de afectación del suelo, claramente diferenciados, que permita ser usado en campo, con relativa facilidad, en la que esos niveles de alteración sean fácilmente reconocibles (por personal entrenado) y muestren una buena correspondencia con niveles de susceptibilidad a la erosión. De esta forma es posible asignar a cada punto del reconocimiento de campo del área incendiada un nivel de severidad correspondiente. Para ello será preciso efectuar, como veremos a continuación, un muestreo adecuado, que recoja bien la variabilidad de situaciones presentes y nos permita conocer la localización de las áreas con mayor frecuencia de aparición de esos distintos niveles de severidad.

En términos generales, la severidad del fuego en el suelo depende en gran medida del comportamiento del fuego, la cantidad de combustible consumido junto al suelo durante el incendio (particularmente del material leñoso pesado y de la cubierta orgánica del suelo, combustionados en la etapa de rescoldo del incendio), la humedad de esos combustibles. También del contenido de materia orgánica, textura y humedad del suelo mineral. No obstante, la influencia de esos parámetros no se ha determinado completamente todavía. Dado que actualmente no existe un sistema que pueda predecir con anterioridad al incendio la posible severidad del fuego en el suelo y su distribución espacial, ni tampoco fácilmente evaluarla a posteriori, puesto no hay una métrica objetiva utilizable, se hace necesario, al menos, disponer de un conjunto de indicadores que reflejen el grado de perturbación en propiedades importantes del suelo y, al mismo tiempo, sean operativos.

### *Indicadores para la determinación de los niveles de severidad del fuego en el suelo*

Varios indicadores, principalmente visuales, de la severidad del fuego en el suelo han sido propuestos en la literatura científica, con fines prácticos (Ryan y Noste, 1985; Ulery y Graham, 1993; Neary et al., 1999; Ketterings y Bigham, 2000; Ryan, 2002; Neary et al., 2005; Jain et al., 2008, 2012; Keeley, 2009; Parsons et al., 2010). En ciertos ecosistemas resultan de difícil aplicación debido a diferencias en el tipo de vegetación y propiedades del suelo.



Figura 30. Ejemplo de repelencia al agua en un suelo quemado (Fotografía: Antonio Arellano).

Se describe a continuación una tipología de niveles de severidad, basada en una combinación de las de Ryan y Noste (1985), Ryan (2002), Neary et al. (2005) y Parsons et al. (2010), pero considerando cinco niveles. Esta clasificación está siendo aplicada en la evaluación de campo del impacto del fuego en el suelo realizada por investigadores del Centro de Investigación Forestal de Lourizán, en diferentes áreas incendiadas de Galicia. Esta clasificación ha mostrado su capacidad para reflejar alteraciones en propiedades edáficas esenciales (Vega et al., 2012) y por tanto, parece poseer potencial para indicar niveles de posible degradación edáfica causada por el incendio. Además, ha demostrado ser de utilidad en la estimación de la susceptibilidad del suelo quemado a la erosión post-incendio, aunque probablemente necesitará ser refinada en el futuro. Establece cinco niveles crecientes de perturbación que se indican en la Tabla 2. Estos niveles están asociados a un conjunto de alteraciones visuales de la cubierta orgánica y del suelo mineral superficial, grado de carbonización y deposición de ceniza mineral, afectación de las raíces próximas a la superficie del suelo mineral y grado de repelencia al agua del suelo superficial, todas ellas observadas en el campo inmediatamente después del incendio. El término ceniza mineral es usado aquí y en la Tabla 2 con un sentido algo diferente al de otras utilidades, donde en el término "ceniza" se incluyen restos orgánicos carbonizados y cubierta orgánica del suelo remanente después del incendio y no carbonizada.

Para completar esa información se adjuntan también imágenes de cada uno de esos niveles y del grado de perturbación en la vegetación asociada. El marco metálico cuadrado que aparece en las fotografías, y que sirve de referencia para el tamaño, tiene de lado 30 cm.

Otras clasificaciones de severidad del fuego en el suelo incluyen también datos del estado de la vegetación de arbolado, matorral, herbáceas y restos leñosos caídos después del incendio, asociándolos a los niveles visuales de alteración en el suelo, (Ryan y Noste, 1985; Neary et al., 2005; Parsons et al., 2010). En nuestro caso, sin embargo, hemos preferido prescindir de esa última información, ya que, como se ha indicado, no se ha observado, en general, en incendios de Galicia, una buena relación entre niveles de severidad del fuego en el suelo y en el arbolado.

Tabla 2. Niveles de severidad del fuego en el suelo e indicadores de cambio en la cubierta orgánica y en el suelo superficial asociados.

Nivel de Severidad	Cubierta orgánica	Suelo mineral superficial
1. Muy bajo	Cubierta muerta del suelo todavía reconocible. Estrato de hojarasca (Oi+Oe) total o parcialmente consumido por el fuego. Estrato de mantillo inferior (Oa) consumido sólo de manera limitada.	El suelo no presenta cambio de color. Se conserva su estructura y las raíces finas superficiales no se han consumido. La superficie del suelo usualmente presenta repelencia al agua de forma natural (particularmente cuando está seco) que no ha sido alterada por el incendio.
2. Bajo	Quedan abundantes restos carbonosos de la consunción de la hojarasca y mantillo sobre el suelo mineral intacto. En ocasiones se observan restos de ceniza mineral*.	El suelo no presenta cambio de color. Se conserva su estructura y las raíces finas superficiales no se han consumido. La superficie del suelo usualmente presenta repelencia al agua de forma natural (particularmente cuando está seco) que no ha sido alterada por el incendio.
3. Moderado	Cobertura del estrato orgánico del suelo completamente consumida. Puede haber una capa de ceniza mineral de espesor variable.	Suelo desnudo. La materia orgánica del suelo no ha sido consumida y la superficie del suelo permanece intacta tras el fuego. El suelo presenta tonos negros debido a la presencia de carbón depositado. Se conserva su estructura y las raíces finas superficiales pueden estar parcialmente consumidas. El suelo superficial presenta repelencia, generalmente, siendo habitual detectarla justo debajo del nivel superficial.
4. Alto	Consunción total de la cubierta orgánica del suelo; predomina el color gris y es evidente una deposición abundante de ceniza mineral.	Suelo desnudo. Consunción total de la materia orgánica del suelo. La pérdida de estructura es muy clara y también la consunción de raicillas. El suelo superficial no presenta repelencia, siendo habitual detectarla en los centímetros inmediatamente inferiores a la superficie, en función de la profundidad hasta la que se observan las alteraciones descritas. Cuando esa profundidad alcanza varios centímetros, es frecuente encontrar un nivel 3 subyacente, fundamentalmente carbonoso.
5. Muy alto	Consunción total de la cubierta orgánica del suelo.	Suelo desnudo. Consunción total de la materia orgánica del suelo; predomina el color naranja a rojizo. La pérdida de estructura es muy clara y también la consunción de raicillas. El suelo superficial no presenta repelencia, siendo habitual detectarla en los centímetros inmediatamente inferiores a la superficie. Esta profundidad depende de la profundidad a la que han llegado las alteraciones descritas. En los casos más extremos, por debajo de este nivel subyace un nivel 4 e, incluso, por debajo de éste un 3 antes de alcanzar el suelo sin alterar.

\* Se refiere sólo a ceniza mineral y no al conjunto de ceniza mineral + restos carbonizados.

### Nivel 1. Severidad del fuego en el suelo muy baja



Figuras 31 y 32. Aspecto de un pinar afectado por un incendio de severidad del fuego en el suelo muy baja (superior) y detalle del suelo mostrando su cubierta orgánica carbonizada sólo superficialmente e intacta por debajo. Nótese que en este caso, coinciden severidades bajas tanto en el arbolado como en el suelo sin que eso sea siempre lo general (Fotografías: Antonio Arellano).

### Nivel 1. Severidad del fuego en el suelo muy baja



Figuras 33 y 34. Aspecto de un brezal del interior de Galicia, afectado por un incendio de severidad del fuego en el suelo muy baja (superior) y detalle del suelo con su cubierta orgánica carbonizada solo superficialmente (inferior). De nuevo aquí la severidad del fuego en vegetación y suelo son similares aunque no sea lo general. (Fotografías: Antonio Arellano).

## Nivel 2. Severidad del fuego en el suelo baja



Figuras 35 y 36. Aspecto de un pinar afectado por un fuego de copa (superior) y donde la severidad del fuego en el suelo fue baja. La cubierta orgánica del suelo ha sido afectada en su totalidad, mostrando una consunción prácticamente completa de la hojarasca y el mantillo (inferior), permaneciendo sólo un resto carbonoso sobre el suelo mineral que no ha sido prácticamente afectado (Fotografías: Antonio Arellano).

## Nivel 2. Severidad del fuego en el suelo baja



Figuras 37 y 38. Aspecto del suelo de un brezal quemado por un incendio de severidad del fuego en el suelo baja (superior). La figura inferior muestra, con detalle, los restos carbonosos de la combustión casi completa de su cubierta orgánica. (Fotografías: Antonio Arellano).

### Nivel 3. Severidad del fuego en el suelo moderada



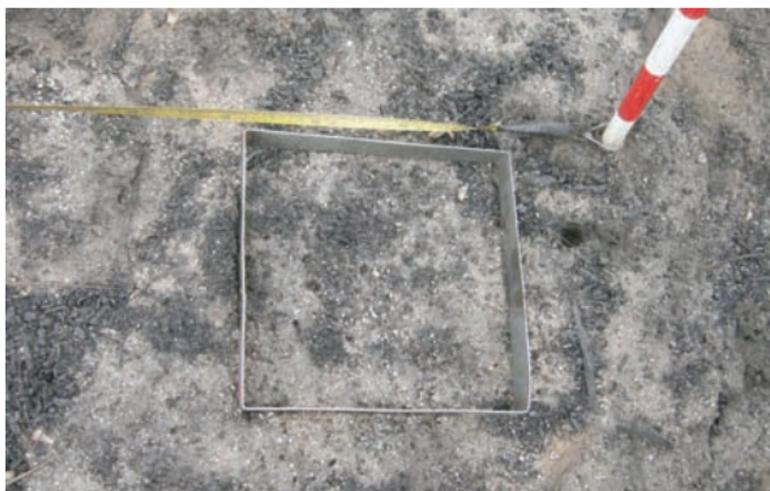
Figuras 39 y 40. Aspecto de una masa de *Eucalyptus globulus* que ha sufrido un incendio de severidad del fuego en el suelo moderada (foto superior) y detalle del suelo con su cobertura orgánica completamente consumida (foto inferior) El suelo conserva su estructura, no habiéndose quemado su materia orgánica. Las raicillas finas están escasamente afectadas (fotografías: Antonio Arellano).

### Nivel 3. Severidad del fuego en el suelo moderada



Figuras 41 y 42. Aspecto de un tojal afectado por un incendio de severidad del fuego en el suelo moderada (superior) y detalle del suelo desnudo (inferior), con ceniza mineral procedente de la combustión de la vegetación sin que la materia orgánica del suelo haya sido consumida en cantidad apreciable, ya que la estructura del suelo se conserva. (Fotografías: Antonio Arellano).

#### Nivel 4. Severidad del fuego en el suelo alta



Figuras 43 y 44. Vista de un pinar afectado por un incendio de severidad del fuego en el suelo alta (superior) y detalle del suelo desnudo y con pérdida de su estructura (inferior), por combustión de la materia orgánica del suelo mineral superficial, con fuerte deposición de ceniza mineral y tonos muy grises. (Fotografías: Antonio Arellano).

#### Nivel 4. Severidad del fuego en el suelo alta



Figuras 45 y 46. Aspecto de un tojal afectado por un incendio con severidad del fuego en el suelo alta (foto superior) y detalle del suelo (foto inferior) sin cubierta orgánica, con alteración de su estructura, fuerte deposición de ceniza mineral y tonos muy grises (Fotografías: Antonio Arellano).

Nivel 5. Severidad del fuego en el suelo muy alta



Figuras 47 y 48. Incendios de severidad del fuego en el suelo muy alta en arbolado (superior) y matorral (inferior). Nótese en la imagen inferior que bajo la capa de suelo muy afectada aparece otra con las características descritas para la severidad alta. (Fotografías: Antonio Arellano).

### Nivel 5. Severidad del fuego en el suelo muy alta



Figuras 49 y 50. Severidad del fuego en el suelo muy alta, sobre esquistos. Nótese la consunción total de la materia orgánica del suelo mineral, en los primeros cm de éste, con pérdida de su estructura, los tonos ocres y rojizos muy marcados y la consunción total de raicillas, que aparecen 7 centímetros por debajo de la superficie del suelo. Se aprecia también una capa carbonosa a unos centímetros por debajo de la superficie (Fotografías: Antonio Arellano).

Nivel 5. Severidad del fuego en el suelo muy alta



Figuras 51 y 52. Severidad del fuego en el suelo muy alta en sustrato granítico. De nuevo son patentes aquí los cambios descritos sobre esquistos, aunque más atenuados, particularmente la coloración del suelo, ahora menos amarillenta y rojiza. (Fotografías: Antonio Arellano).

## Evaluación en campo

Esta tarea persigue determinar el nivel de severidad sufrido por la vegetación y el suelo en el área quemada, estableciendo la localización y superficie de las áreas afectadas por los distintos niveles de severidad. Su finalidad última es servir de apoyo a la obtención de un mapa de severidad del área incendiada, lo que constituye el objetivo de la siguiente etapa.

La recogida de la información necesaria se efectúa mediante muestreos, usándose con frecuencia una combinación de sistemáticos y aleatorios. Se comienza definiendo las coordenadas de una serie de puntos de muestreo, integrados en una malla superpuesta al plano del área quemada, cuyo espaciamiento depende principalmente del tamaño del incendio y de la variabilidad de situaciones existentes, estimada en un primer reconocimiento de campo. Según eso, el número total de puntos de muestreo puede ser muy variable. Se recomienda que para incendios inferiores a 100 ha, se tome un punto cada 5 ha. Para incendios entre 100 y 500 ha suele emplearse una densidad de muestreo de un punto por cada 5-10 ha. En grandes incendios, con superficies entre 500-5000 ha, esos puntos se sitúan cada 10-50 ha. Inevitablemente, algunos de estos puntos no podrán ser visitados por falta de accesibilidad del terreno. Por otro lado, deberemos asegurarnos que en el muestreo planteado se recogen áreas singulares o rodales de gran vulnerabilidad.

Estos puntos se localizan en el campo con ayuda de GPS y en ellos se recoge información de sus coordenadas, altitud, pendiente, orientación y tipo de relieve predominante. Se indican las especies dominantes de la vegetación, anotándose también la existencia de signos incipientes de erosión.

Los puntos anteriores son el origen de una parcela circular, de radio variable –en función del tipo de comunidad vegetal afectada,– en la que se recoge información de los estratos arbóreo y de matorral. Para masas con densidad de hasta 1500 árboles/ha, un radio aconsejable es de 15 m. Cuando se supera ese nivel el radio baja a 10 m. En esa parcela se efectúan mediciones, de cada árbol individualmente, del diámetro normal y del nivel de severidad, indicándose también la especie. Si este muestreo se efectúa unas semanas más tarde del incendio, puede también evaluarse la cobertura de la hojarasca caída sobre el suelo, mediante la disposición de 10 cuadrados de 1 m de lado de forma aleatoria dentro de la parcela.

En áreas de matorral quemado, se utilizan parcelas circulares de 15 m de radio para estimar el porcentaje de superficie ocupada por los dos niveles de severidad descritos anteriormente (hojas chamuscadas y hojas consumidas). Para ello, se utilizan 10 cuadrados de 1 m de lado, situados de forma aleatoria dentro de la parcela.

Cada punto de muestreo es el centro de un transecto, dispuesto siguiendo un rumbo aleatorio, de 300 m de longitud, donde sistemáticamente, cada 10 m, se evalúa, mediante un cuadrado de 30 x 30 cm, el nivel de severidad del fuego en el suelo, según la tipología indicada en la Tabla 2. En estos puntos se estima la cobertura de pedregosidad y se determina la presencia de repelencia al agua del suelo y el grado de la misma. Existen varios métodos para estimarlas. Quizá el más práctico en campo es el WDPT (Water Drop Penetration Time), que mide el tiempo que persiste una gota de agua sobre la superficie del suelo (Wessel, 1988), el cual se encuentra relacionado con el requerido por una gota de lluvia para su infiltración y con la tasa de generación de escorrentía (Doerr, 1998). Para su cuantificación se

utilizan unos rangos de acuerdo con el tiempo que tarda la gota en penetrar en el suelo. Existen muchas variantes de estos rangos (véase revisión en Jordán et al., 2010) y algunas de ellas consideran hasta cinco grados de repelencia: suelo hidrofílico < 5 s; repelencia ligera 5-60 s; repelencia fuerte 60-600 s; repelencia severa 600-3600 s y repelencia extrema > 3600 s. En campo resulta operativa la clasificación de los equipos BAER del Servicio Forestal Norteamericano (USDA, 1995): ausencia de repelencia, entre 0-10 s de tiempo de penetración en el suelo; repelencia moderada, 11-40 s; y repelencia fuerte, > 40s. Previamente a su medición, deben retirarse los restos orgánicos y realizarse las determinaciones sobre el suelo mineral. En cada punto de muestreo deben usarse al menos 15 gotas de agua destilada. Una medición alternativa de la repelencia al agua a la indicada, es la suministrada por el mini infiltrómetro que determina valores de infiltración relativa del agua en el suelo que muestran buenas correlaciones con las obtenidas con el WDPT (Lewis et al., 2006; Parsons et al., 2010).

Los datos de campo se recogen ordenadamente en forma de ficha, existiendo diferentes variantes, en función del tipo de información tomada (cualitativa, cuantitativa o ambas) y cantidad de la misma. Toda la información anterior es vertida a una capa de un SIG, que va a permitirnos confeccionar luego, en este soporte, un mapa de severidad y una zonificación del incendio. En la Tabla 3 se muestra una ficha de campo que recoge la información necesaria para llevar a cabo esa tarea.

Puede encontrarse más información sobre la recogida de datos en campo en FIREMON (Key y Benson, 2006), Fire Monitoring Handbook (USDOL, 2003), ForFireS (Joint Research Center), y Jain y Graham (2007). Loures et al. (2012) ha comparado la factibilidad del uso de FIREMON y ForFireS como sistemas de recogida de información de campo para la evaluación de la severidad del fuego en áreas forestales quemadas.



Figura 53: Uso del mini-infiltrómetro de disco en campo para estimar el grado de repelencia al agua en el suelo quemado. (Fotografía: Cristina Fernández).

Tabla 3. Modelo de ficha de campo para evaluación de la severidad del fuego

**FICHA DE CAMPO**

**CARACTERÍSTICAS DEL PUNTO DE MUESTREO**

Incendio:..... Fecha incendio:..... Fecha medición:.....

Nº punto	Localización	Coorden. N	Coorden. W
Pendiente terreno		Orientación	Altitud
Tipo de relieve	Plano	Quebrado	Ondulado
	Pend. plana	Pend.cóncava	Pend.convexa
	Terrazas	Otros	
Actividades forestales previas			
Profundidad del suelo			Litología
Somera (< 30 cm)	Media (30-50 cm)	Alta (< 50 cm)	
Vegetación pre-incendio	Especies arbóreas dominantes		
	Especies matorral dominantes		
Tipo de erosión	Laminar	Regueros	Cárcavas
	Deslizamiento terreno en masa		

**DATOS POST-INCENDIO: SEVERIDAD DEL FUEGO**

**ARBOLADO**

*(Parcelas circulares de radio = 15 m, cuando densidad < 1500 pies/ha, y de radio = 10 m, cuando densidad > 1500 pies/ha)*

Especie dominante	Densidad	FCC estimada
Nivel de severidad <sup>a</sup>	Hojas totalmente consumidas	Soflamado total
		% volumen copa árbol sofamado <sup>b</sup>
		Dosel arbóreo intacto

<sup>a</sup> Inmediatamente después del incendio. <sup>b</sup> Estimado visualmente

Arbol nº	Especie	Diámetro	Nivel de severidad	Arbol nº	Especie	Diámetro	Nivel de severidad

% de superficie de terreno ocupada por hojas caídas desde el arbolado quemado <sup>c</sup>	>70%	30-70%	<30%
--	------	--------	------

<sup>c</sup> Pocos días después del incendio.

**MATORRAL**

*(Parcelas circulares de radio = 15 m)*

Especies dominantes	% de cobertura
% de superficie ocupada por las siguientes categorías	Hojas completamente consumidas
	Hojas chamuscadas parcial o totalmente

**SUELO Y CUBIERTA ORGÁNICA**

Distancia en el transecto <sup>d</sup>	Nivel de severidad <sup>e</sup>	Repelencia al agua <sup>f</sup>	% superficie con pedregosidad <sup>g</sup>

## Evaluación por teledetección

En incendios inferiores a 1.000 ha, la evaluación de su severidad, realizada en el terreno quemado, siguiendo un método similar al que se acaba de describir y que permite su cartografiado posterior, es usualmente el método más fiable y útil para disponer de un mapa digitalizado de la severidad del fuego.

En incendios de gran tamaño o con dificultades de acceso a determinadas zonas, la teledetección, en combinación con los SIG, puede aumentar notablemente la rapidez en la elaboración de un mapa de severidad. El primer paso es el tratamiento de las imágenes obtenidas por sensores remotos instalados en satélite, que generalmente pueden reflejar adecuadamente los cambios ocurridos en la vegetación, especialmente en la cubierta arbórea, y en menor medida, detalles del grado de afectación del suelo mineral como consecuencia del incendio. Ese mapa es elaborado mediante algoritmos de transformación de las imágenes pre y post- fuego, siendo el más utilizado el conocido como el "Ratio de Quema Normalizado" (NBR). El NBR utiliza las bandas del infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo de onda corta (SWIR), generalmente del satélite Landsat. La vegetación viva refleja la energía NIR mientras que esa respuesta decrece cuando hay poca vegetación. La energía SWIR es reflejada por las piedras y el suelo desnudo; por lo tanto, los valores de la banda del infrarrojo medio serán muy altos en áreas pedregosas y con poca vegetación y bajos en zonas cubiertas de vegetación. Las imágenes recogidas en un área forestal antes del fuego, tendrán altos valores del infrarrojo cercano y bajos del infrarrojo medio, mientras que después del fuego, mostrarán bajos valores del infrarrojo cercano y altos del infrarrojo medio. Ese cambio de NBR, como consecuencia del incendio, se conoce como dNBR "Ratio de Quema Normalizado Diferenciado" (Key y Benson, 2006). Se ha usado también el RdNBR "Ratio de quema normalizado, diferenciado y relativizado" (Miller y Thode, 2007; Miller et al., 2009) y se han explorado combinaciones de varias bandas operadas desde el satélite Landsat para una descripción más precisa de la severidad del fuego (Meng y Meentemeyer, 2011), así como más recientemente la combinación de RdNBR y Lidar (Kane et al., 2013). En general, estos índices han resultado ser herramientas útiles y relativamente precisas para la elaboración de mapas de severidad después de incendio (Miller y Yool, 2002; Ruiz-Gallardo et al., 2004; Brewer et al., 2005; Cocke et al., 2005; Chuvieco et al., 2006; Roldán-Zamarrón et al., 2006; De Santis y Chuvieco, 2007; De Santis et al., 2009; Veraverbeke et al., 2010; Harris et al., 2011), especialmente en relación a la vegetación, aunque problemas con la falta de resolución e inconsistencia de los datos, debido a humos, nubes, masas de agua, etc, limitan algo su eficacia. Si bien se han usado imágenes de más resolución, procedentes de otros satélites, esa información suele ser, en conjunto, menos operativa por su mayor coste, dificultad de obtención y tiempo de procesado (Robichaud y Ashum, 2012). Aunque se han utilizado imágenes hiperespectrales, de alta resolución, obtenidas desde vuelos convencionales, para evaluar específicamente la severidad del fuego en el suelo, el grado de correlación con los datos de campo ha sido, en general, modesto, y particularmente con baja fiabilidad en la identificación de la alta severidad en el suelo (ej. van Wagtenonk et al. 2004; Kokaly et al. 2007; Lewis et al. 2007; Robichaud et al. 2007c). Por eso, debido a que la capacidad de los sensores satelitales para efectuar una zonificación de la severidad del fuego en el suelo, es todavía bastante limitada, se aconseja no realizar esa zonificación únicamente en base a la información obtenida con teledetección, (Hudak et al., 2004; Lewis et al. 2006, 2007; Robichaud et al., 2007b; Finley y Glenn, 2010). Debido a lo anterior, una vez que el análisis previo de las imágenes ha sido realizado, debe verificarse que existe un grado

adecuado de ajuste entre la información de campo y la de satélite, antes de utilizar el mapa obtenido con teledetección, directamente. De hecho, ese mapa no se considera definitivo por los BAER hasta que se valida y, si es necesario, se refina, para reflejar más adecuadamente el estado del suelo (Parsons et al., 2010). Como puede verse, la búsqueda de métodos de teledetección para estimar la severidad del fuego en el suelo con suficiente fiabilidad, en poco tiempo y a un coste razonable, particularmente en grandes incendios, constituye todavía un reto, siendo un campo abierto a la investigación.

## Zonificación de la severidad del fuego

Para que la evaluación de la severidad del fuego sea operativa, es necesario, disponer de un cartografiado, en SIG, de las áreas afectadas por distintos niveles de severidad del incendio. Ese mapa de severidad del fuego recoge la información descrita en líneas anteriores, estableciéndose así una zonificación del área quemada, que a su vez servirá de base para ser analizada desde el punto de vista del riesgo hidrológico-erosivo y contrastada con la vulnerabilidad de los recursos existentes en las distintas zonas.

## Estimación del riesgo erosivo-hidrológico

En esta etapa se pretende evaluar, básicamente, la posibilidad de originarse pérdidas de suelo y aumentos de escorrentía superficial, en las laderas dentro del área quemada, así como incrementos de caudal punta en los cursos de agua que discurren dentro del área incendiada y que pueden causar daño



Figura 54. Esquema mostrando las conexiones entre los procesos de evaluación de la severidad del fuego y los de priorización de actuaciones.

tanto dentro como fuera de la misma. Esta estimación debe conjugarse con la valoración de los recursos amenazados para ayudar en la priorización de las zonas de actuación y en la elección de tratamientos.

La figura 54 muestra la ubicación de esta etapa entre las restantes de la planificación de actividades de estabilización de emergencia post-incendio, así como las conexiones entre ellas y los principales soportes para llevarlas a cabo.

## Erosión

Para estimar el posible riesgo de erosión post-fuego pueden utilizarse diferentes aproximaciones: a) índices que categorizan el riesgo, sin predecir la magnitud de suelo perdido localmente, b) árboles de decisión con rangos críticos de factores influyentes en el proceso, c) *modelos predictivos* empíricos y físicos que tratan de estimar las cantidades de suelo susceptibles de ser erosionadas bajo ciertos supuestos meteorológicos.

a) *Índices*. Fox et al. (2006) han propuesto un sistema basado en asignar unos coeficientes numéricos a rangos de valores de factores esenciales en el proceso erosivo: la pendiente del terreno (considerando 5 rangos según su inclinación), densidad de la vegetación pre-fuego (con 3 niveles, en base a la densidad del arbolado), severidad del fuego en la vegetación (distinguiendo dos categorías según el tipo de fuego, de superficie o de copa) y susceptibilidad a la erosión del suelo (diferenciando tres situaciones en función de su profundidad y pedregosidad). Con el producto de esos coeficientes, los citados autores definen un índice de riesgo de erosión post-fuego, estableciendo una clasificación basada en los rangos de valores obtenidos de ese producto. La información se recoge a nivel de campo, vertiéndose luego a un SIG.

b) *Árboles de decisión*. La figura 56 muestra un ejemplo de este tipo, utilizado por investigadores del Centro de Investigación Forestal de Lourizán en sus tareas de evaluación del riesgo erosivo en áreas incendiadas en Galicia. Considera dos situaciones según el tipo de vegetación dominante afectada (arbolado o matorral). Como factores principales de riesgo toma en cuenta: el nivel de pendiente del



Figura 55. Escalones (izquierda) y pedestales (derecha) son dos formas habituales de erosión laminar (Fotografías: Antonio Arellano).

terreno, el porcentaje de suelo desnudo inmediatamente después del incendio, antes de la caída de cualquier material que pueda protegerlo (excluyendo la fracción de superficie ocupado por piedras y afloramientos rocosos) y el de suelo afectado por los niveles más altos de severidad (4 y 5) definidos en la Tabla 2. En el caso del arbolado, incorpora además un factor que tiene en cuenta el porcentaje de superficie del terreno ocupado por las hojas caídas desde el dosel arbóreo poco después del incendio. También tiene en cuenta que la cubierta de pedregosidad tiene un efecto reductor de la erosión (Poesen y Lavee, 1994; Poesen et al., 1994; Cerdá, 2001; Cerdan et al., 2010). El criterio seguido para ello ha sido considerar que cuando la pedregosidad supera al 50 %, la erosión se reduce un 30%.

También tiene en cuenta que la cubierta de pedregosidad tiene un efecto reductor de la erosión (Poesen y Lavee, 1994; Poesen et al., 1994; Cerdá, 2001; Cerdan et al., 2010). El criterio seguido para ello ha sido considerar que cuando la pedregosidad supera al 50 %, la erosión se reduce un 30%.

Respecto a la pendiente, distingue tres rangos: inferior al 20 %, entre el 20 y el 40 % y mayor del 40 %. Estos niveles se han tomado en consideración por las marcadas diferencias en las cantidades de suelo erosionado que, coincidiendo con esos rangos, muestran alguno de los modelos de estimación de pérdida de suelo más usuales, como por ejemplo RUSLE (Renard et al., 1997). Para las cifras anteriores de pendiente, y para una ladera de, por ejemplo, 200 m de longitud, el factor LS del modelo mencionado tomaría los valores de 11, entre 11 y 26 y >26, respectivamente.

El porcentaje de suelo desnudo quemado, esto es, desprovisto de su cubierta orgánica natural (hojarasca y mantillo) inmediatamente después del incendio (por tanto, el porcentaje de suelo quemado correspondiente a los niveles de severidad del fuego en el suelo 3, 4 y 5, descritos anteriormente en la Tabla 2), es otro de los factores tenidos en cuenta. Se han distinguido tres rangos: inferior al 30 %, entre el 30 y el 70 % y más del 70 % de la superficie quemada con el suelo desnudo. El umbral de cobertura del 60-70 % del suelo desnudo quemado ha sido considerado como efectivo para limitar la erosión post-incendio (ej. Robichaud et al., 2000; Johansen et al., 2001; Pannuk y Robichaud, 2003; Beyers, 2004; Fernández et al., 2008a y 2012b; Cerdá y Doerr 2008; Robichaud et al., 2010). En este caso se ha tomado el límite más conservativo, eligiéndose el 70 %. Entre el 30 y el 70 % existe bastante variabilidad e incertidumbre respecto al papel jugado por la superficie de suelo desnudo en la producción de sedimentos (MacDonald y Robichaud, 2008), muy probablemente porque el grado de alteración de otras propiedades edáficas, no bien evaluadas, está afectando, en gran medida, a esa variabilidad. Por esta razón, se ha considerado como factor complementario en el árbol de decisión, el porcentaje de la superficie de suelo desnudo ocupado por los niveles de severidad del fuego en el suelo alto (4) y muy alto (5). Se han diferenciado tres rangos: < 20 %, entre el 20 y el 40 % y más del 40 %. Desafortunadamente, la información científica específica sobre la influencia de los niveles de severidad en la producción de sedimentos es limitada y, peor aún, los resultados obtenidos en ella distan mucho de ser comparables. De hecho, es frecuente que estén confundidos los términos "severidad del fuego" e "intensidad del fuego"

en la mayor parte de las investigaciones llevadas a cabo hasta ahora, además de haberse utilizado indicadores de esas variables muy diversos. Por ejemplo, en una revisión de trabajos sobre esta temática realizada por Pausas et al. (2008), se subraya la importancia de la severidad del fuego para explicar las diferencias en la cantidad de suelo erosionado tras incendio; sin embargo, un análisis más detallado de esos estudios revela una aparente disparidad en los sistemas de evaluación de la severidad usados, muchos de los cuales, de hecho, la interpretaron como intensidad del fuego. Shakesby (2011) recoge también en su revisión indicaciones relativas a la influencia de la severidad en la respuesta erosiva post-incendio, señalando la carencia de una métrica adecuada para esa variable y considerando su desarrollo como una prioridad de investigación. Por lo anterior, hemos creído más aconsejable utilizar los criterios indicados líneas más arriba, basados en la experiencia recogida en campo, durante las evaluaciones del impacto de incendios y monitorización de efectos realizadas por el Centro de Investigación Forestal, donde han demostrado su utilidad. Esos datos han sugerido que los rangos indicados líneas más arriba podrían ser utilizados tentativamente para expresar la influencia de la alta severidad del fuego en el suelo en el proceso erosivo, sin perjuicio de que posteriores investigaciones permitan establecer mejor sus límites.

Para las zonas con arbolado afectado por el incendio, se contempla además la posible acción protectora del suelo alterado, debida a la caída de hoja desde la copa de ese arbolado (Shakesby et al., 1993, 1994; Pannuk y Robichaud, 2003; Cerdá y Doerr, 2008). Desde este punto de vista, es crítica la distinción entre fuego de copas y fuegos de superficie, ya comentada anteriormente. Como sabemos, en el primer caso hay ausencia de caída de hoja, y por tanto, de protección del suelo por ese motivo, lo que no ocurre en el segundo. Se ha considerado que se ha producido fuego de copa, cuando más del 70 % de la superficie del área quemada presenta este tipo de incendio, implicando, por tanto, que como máximo puede haber el 30 % de superficie del terreno cubierta de hojas caídas. Este límite se ha escogido porque es habitual en los incendios que las carreras de fuego de copa se entremezclen con zonas donde el arbolado presente las copas soflamadas y desde el punto de vista de protección del suelo ese valor del 30 % parece un umbral adecuado, por las razones expuestas más arriba.

Se han considerado, en el caso del arbolado soflamado, dos situaciones: una con un recubrimiento del terreno por la hojarasca caída igual o mayor del 70 % de la superficie de aquel y otra con valores entre el 30 y el 70 %. En el primero, esa cubierta del suelo va a limitar la salpicadura y la remoción de partículas de suelo, evitando su encostramiento, mejorando su infiltración, actuando como trampa de sedimentos y reduciendo, por tanto, la escorrentía y la erosión. En el segundo, ese efecto será más reducido.

Para las zonas de matorral quemado, el grado de protección conferida al suelo inmediatamente después del incendio es, a menudo, muy limitado, porque se consume todo su follaje y también la capa de mantillo y hojarasca asociada a él. Esto suele ser más acusado en las laderas de solana, debido a la menor humedad del combustible y una cubierta orgánica del suelo de espesor más reducido. Por tanto, se ha considerado que en este tipo de vegetación la situación sería equivalente

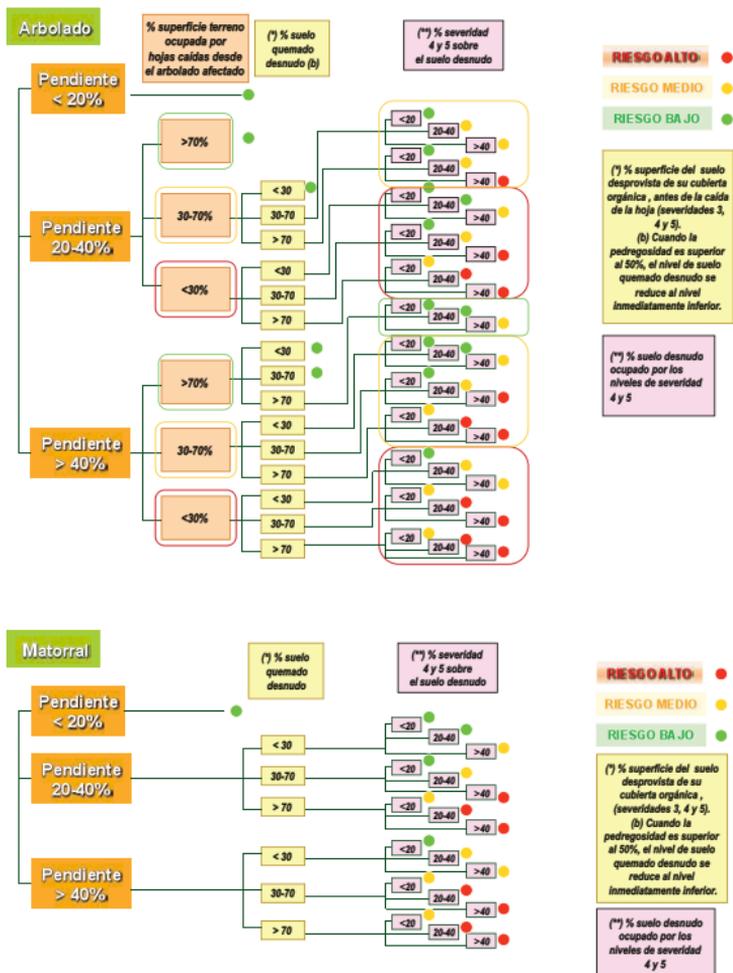


Figura 56. Árbol de decisión para evaluar el riesgo erosivo en zonas arboladas y de matorral, con rangos críticos de factores influyentes en el proceso.

a la del fuego de copa del arbolado. Por ello, el árbol de decisión para el matorral sería similar al de esa última situación.

A medio camino entre las aproximaciones anteriores y los modelos cuantitativos que tratan de predecir el suelo perdido, se han propuesto otras metodologías para localizar las áreas de intervención prioritarias después de incendios. Un ejemplo de ellas es el trabajo de Ruiz-Gallardo et al. (2004) que utiliza tres factores: severidad del fuego, pendiente del terreno y orientación. Para el primero considera tres niveles en función de unos rangos de variación en el índice de vegetación NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada), obtenidos mediante imágenes del satélite Landsat pre y post-fuego. Como puede verse, se trata de un indicador de severidad del fuego en la vegetación. En la pendiente se distinguen tres categorías según unos rangos de inclinación del terreno. Para la orientación, considera dos clases: solana y umbría. Este último factor se incorpora por su repercusión en la erosión y en la velocidad de recuperación de la vegetación en zonas mediterráneas. Los tres factores mencionados se combinan, usando un SIG y utilizando un sistema de matrices que asigna valores numéricos a las combinaciones de rangos de las variables anteriores.

c) *Modelos*. Esta aproximación se apoya en sistemas cuantitativos más elaborados, en los que además juegan un papel relevante las características climáticas del área quemada. Existen diferentes variantes. Entre ellos, el conocido modelo empírico USLE (Wischmeier y Smith, 1978) ha sido empleado extensamente, para estimar las pérdidas anuales de suelo tras incendio. Modelos posteriores, de base más física, como WEPP (Nearing et al., 1989; Flanagan y Livingston, 1995) o EUROSEM (Morgan et al., 1998) pueden además simular la erosión producida por eventos de precipitación, aunque necesitan un número mayor de parámetros de entrada. Ligados a WEPP se han desarrollado interfaces, genéricamente denominadas FSWEPP: Disturbed WEPP (Elliot, 2004), ERMIT (Robichaud et al., 2006, 2007 a y b) y GeoWEPP (Renschler, 2008), adaptaciones de WEPP para zonas forestales. Una característica de WEPP es que aborda la cuantificación de la erosión en términos de probabilidad, al ser dependiente de un régimen de precipitación que tiene una frecuencia de ocurrencia determinada en el sitio concreto donde se desea estimar ese riesgo. Permite también al usuario considerar diferentes condiciones del suelo, incluyendo alta y baja severidad del fuego en el suelo. ERMIT, desarrollado específicamente como una herramienta de apoyo para predicciones post-incendio, proporciona además estimaciones de la posible reducción en la erosión post-fuego, para cada tormenta, causada por tres tratamientos mitigadores de erosión: siembra de herbáceas, mulching de paja de cultivos de cereales y fajinadas. Finalmente, GeoWEPP trata de estimar la escorrentía y erosión para cada pixel dentro de la cuenca afectada. Previamente ese modelo ha desarrollado una red de drenaje para esa cuenca, definiendo la red de cauces y los polígonos de las superficies de laderas contribuyentes a esos cauces. También este modelo intenta determinar la escorrentía y caudal punta, así como la entrega de sedimentos para cada tramo del cauce considerado. Otros modelos empíricos más simples, como Morgan–Morgan–Finney (Morgan, 2001), o RUSLE (Renard et al., 1997) pueden ser también útiles para ayudar a establecer prioridades

de actuación en base a estimaciones anuales de erosión (Miller et al., 2003; Rulli et al., en prensa). Requieren menos datos de campo que los otros modelos más complejos, lo que les confiere ventajas para ser usados como herramientas operativas. Sin embargo, existe poca información sobre los cambios producidos por el fuego en los parámetros de esta última ecuación. La tabla 4 recoge valores del factor C de la RUSLE para suelos afectados por incendios.

Tabla 4. Valores del factor C para el modelo de estimación de erosión RUSLE en suelos quemados para distintas texturas y niveles de severidad del fuego en el suelo.

	Textura	Severidad	Factor C
Miller et al. (2003) <i>Nuevo México (USA)</i>	franca-arenosa	Alta	0,21
		Moderada	0,12
		Baja	0,08
Larsen y Mac Donald (2007) <i>Colorado (USA)</i>	franca-arenosa y arenosa	Alta	0,20
		Moderada	0,05
		Baja	0,01
Fernández et al. (2010) <i>Galicia (España)</i>	franca-arenosa	Alta	0,17
		Baja	0,002

El clásico modelo USLE mostró, en su día, razonablemente buenos ajustes con la erosión de suelo, en algunas zonas quemadas en Galicia (Díaz-Fierros et al., 1987), aunque en otras sobreestimó las pérdidas de suelo el primer año por un factor de 2,5 (Vega et al., 1982), si bien las modificaciones de Dissmeyer y Foster (1984) mejoraron, en este segundo caso, las estimaciones. Los datos disponibles de validaciones de WEPP (versión 95.7) en áreas de matorrales incendiados en Galicia produjeron subestimaciones del orden de 2,5 veces respecto a lo medido (Soto y Díaz-Fierros, 1998), aunque las cantidades de suelo erosionado medidas fueron pequeñas (de 0,4 a 4,6 Mg ha<sup>-1</sup>). Larsen y MacDonald (2007) encontraron que el modelo RUSLE subestimó valores altos de erosión en Colorado (USA), mientras que Fernández et al. (2010 a) detectaron en Galicia una sobreestimación de los valores observados. El distinto tipo de precipitación en ambas áreas, aparte de otros factores, podría explicar esas diferentes respuestas. Benito et al. (2009, 2010) han indicado que algunas de las limitaciones de los modelos RUSLE y WEPP para estimar adecuadamente la erosión después de incendio en Galicia pueden deberse en parte a que el factor de erosionabilidad de ambos modelos (K) no refleja bien los cambios producidos en la estabilidad de los agregados y en la repelencia al agua tras incendio. Este hecho se acentúa particularmente en suelos de alto contenido de materia orgánica, frecuentes en Galicia y N de España. Por su parte, el modelo empírico de Morgan-Morgan-

Finney ha mostrado ajustes aceptables en áreas quemadas de Portugal (Keizer et al., 2008b; Vieira, 2008) y de Galicia (Fernández et al., 2010 a). Conviene recordar que muchos de estos modelos, admiten la entrada de datos en SIG, y ofrecen también en ese formato los resultados, facilitando así la utilización de esa información y la toma de decisiones posteriores.

Como puede verse, los resultados de las validaciones de los modelos en campo no son concluyentes, por lo que es todavía necesaria investigación para optimizar sus prestaciones.

## Escorrentía

Para predecir cambios en las cuencas afectadas, con repercusión en la generación de escorrentía y en la posibilidad de avenidas e inundaciones, pueden usarse diferentes procedimientos. El modelo NRCS del Servicio Nacional de Conservación de Recursos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, SCS, 1991) es muy utilizado (programas WILDCAT4, Hawkins y Greenberg, 1990 y FIREHYDRO, Cerrelli, 2005) para estimar la escorrentía post-fuego, aunque sigue habiendo poca información específica sobre los cambios en el número de curva como consecuencia del fuego (Cerrelli, 2005; Livingston et al., 2005; Springer y Hawkins, 2005). El modelo WEPP también ofrece estimaciones de la escorrentía superficial después de un incendio, a nivel de evento pluviométrico o anual y también del caudal punta. Soto y Díaz-Fierros (1998) han encontrado que ese modelo subestimaba la producción de escorrentía



Figura 57. Aunque la forma de erosión predominante en Galicia en sitios quemados es la laminar, también es frecuente la aparición de regueros someros y de corta longitud. A veces esos regueros se asocian con el descalce de las plantas en el cuello de la raíz. (Fotografías: Antonio Arellano).



Figura 58. El incendio puede modificar el régimen de caudales en las áreas quemadas. Ejemplos del incendio de las Fragas del Eume 2012. (Fotografías: Antonio Arellano).

después de incendios de distinta severidad. Benito et al. (2009) sugieren que la no consideración de la repelencia en las entradas del modelo puede explicar ese resultado. Otra metodología empleada en la estimación de los hidrogramas post-fuego se basa en el empleo del modelo HEC-HMS (US Army Corps of Engineers, 2010 a). Foltz et al. (2009) han revisado las ventajas y limitaciones de las aproximaciones de simulación hidrológica más empleadas por los equipos de rehabilitación de suelos quemados (BAER) en los Estados Unidos. El modelo HEC-RAS (US Army Corps of Engineers, 2010 b) se utiliza para simulación de crecidas o inundaciones. También los modelos CHAC, SIMPA y GISPLANA (CEDEX, Ministerio de Fomento) se usan para este mismo fin.

Casi todos los programas estadounidenses mencionados están accesibles para ser descargados a través de la red en la dirección: [http:// forest.moscowfl.wsu.edu/BAERTOOLS](http://forest.moscowfl.wsu.edu/BAERTOOLS).

## Valoración de los bienes y recursos amenazados

Finalmente, el otro factor que va a ser tenido en cuenta para efectuar la priorización de las zonas de actuación es el valor de los bienes y recursos en riesgo. Comprenden un conjunto muy variado y heterogéneo de ellos, expuestos al riesgo potencial de verse afectados por los procesos erosivos e hidrológicos subsiguientes al incendio. Entre ellos, hay que destacar, en primer lugar y en un nivel diferente y superior a los demás, a la vida humana, un bien irremplazable. Diversos bienes y recursos naturales están incluidos en un segundo nivel: los recursos hídricos, valores ecológicos esenciales ligados a la vegetación, la fauna y el suelo y a ecosistemas frágiles y singulares. También, recursos productivos primarios dentro y fuera del área quemada. Otros bienes típicamente amenazados suelen ser las infraestructuras de diversos tipos, como carreteras y vías, redes de drenaje artificiales, edificaciones, puentes, etc., muy susceptibles a sufrir riesgos por avenidas e inundaciones. Finalmente, también algunos bienes culturales (paisajes singulares, restos arqueológicos, restos históricos...) pueden verse comprometidos. Para ese proceso de valorar posibles bienes y recursos en riesgo, con vistas a establecer luego prioridades de actuación, Napper (2006) recomienda que se haga un detallado reconocimiento de campo en el que se preste atención a las situaciones y variables recogidas en la Tabla 5.

Tabla 5. Bienes y recursos a valorar para efectuar la priorización de las zonas de actuación post-incendio.

• Núcleos urbanos con posibilidad de verse afectados.
• Áreas propensas a sufrir o generar inundaciones.
• Áreas propensas a generar avalanchas de residuos.
• Potencial para producir alteraciones en los cursos de agua que afecten a pistas y carreteras.
• Estabilidad de los cauces y condición de la vegetación ripícola.
• Potencial para el deterioro de la calidad del agua.
• Obstáculos al flujo natural del agua (cercados, presas, estanques)
• Riesgo físico para instalaciones de diverso tipo y capacidad y condición de las estructuras que cruzan corrientes de agua.
• Estado del sistema de drenaje de carreteras y caminos, prestando especial atención a los puntos de vadeo.
• Potencial de contaminación por materiales peligrosos creados o expuestos al fuego.
• Recursos aguas abajo del perímetro del incendio que puedan estar afectados.
• Impactos potenciales sobre las carreteras y caminos con capacidad para incrementar la erosión y la escorrentía de las laderas adyacentes.
• Estado de los accesos a través del área quemada a instalaciones, residencias y zonas de acampada.

Como puede verse, se trata de una amplia lista, sin embargo no exhaustiva, de numerosos bienes y recursos y de posibles impactos asociados a los mismos.

Un elemento relevante a tener en cuenta es la *vulnerabilidad* de esos bienes y recursos. Ya se ha indicado que la vida humana y otros escasos bienes son irremplazables y a su protección frente al riesgo hidrológico-erosivo tenemos que dar prioridad absoluta, mientras que otros muestran un rango muy amplio de vulnerabilidad. Aunque no existe una única definición de vulnerabilidad, es generalmente considerada como una función del grado de exposición al agente estresante (susceptibilidad), el efecto del mismo (sensibilidad o impacto potencial) y el potencial de recuperación (resiliencia o capacidad adaptativa) (Turner et al., 2003; Adger, 2006; De Lange et al., 2009). Como puede verse, esta definición es muy amplia, implica un profundo conocimiento de los factores exógenos al bien potencialmente vulnerable, pero también de ciertas características esenciales del sujeto pasivo de las que no siempre es posible disponer con el actual nivel de conocimientos (De Lange et al., 2009). Por otro lado, resulta difícil su cuantificación y parece quizá demasiado orientada hacia el impacto ecológico, causado por un factor o elemento inductor, en este caso el incendio.

La integración de la estimación del riesgo hidrológico-erosivo con la valoración de los recursos amenazados no es un proceso sencillo y se encuentra actualmente en una fase incipiente de desarrollo. No disponemos siquiera de un método correcto de evaluar las pérdidas ocasionadas por el incendio, en términos cuantitativos, incluyendo todos los bienes y servicios afectados directamente

o amenazados por él (González-Cabán, 1998; 2009). No hay que olvidar que muchos de ellos no tienen un valor de mercado. Para el caso particular de la evaluación de las pérdidas originadas por la erosión del suelo tras incendio, la información disponible es especialmente escasa (Görlach et al., 2004; Mavsar y Riera, 2007). También falta una adecuada cuantificación de los beneficios originados por la ejecución de los tratamientos de estabilización de emergencia.

Es muy deseable que la aproximación a esa integración de la probabilidad de eventos hidrológico-erosivos catastróficos junto con valores en riesgo (VAR) esté basada en análisis costo-riesgo y costo-beneficio (Mavsar et al., 2012). Sin embargo, las contribuciones existentes, en ese sentido, han sido muy escasas hasta ahora. Un ejemplo destacable, es la herramienta desarrollada por Calkin et al. (2007). En ella un VAR sin valor de mercado es estimado mediante su denominado "valor mínimo implicado" (IMV), definido como el cociente entre el coste del tratamiento y la reducción en la probabilidad de pérdida o daño debida al tratamiento. En base al valor del IMV, los equipos de evaluación y las Agencias correspondientes deciden sobre la conveniencia de ejecutar los tratamientos. En los Estados Unidos ese tipo de justificación es exigida para que los tratamientos post-fuego sean ejecutados, aunque no es requerida cuando se trata de amenazas a la seguridad pública. Como Robichaud y Ashmun (2012) señalan, la estimación de la probabilidad de éxito de un tratamiento está basada en un juicio donde la experiencia profesional y la investigación sobre la eficacia de los tratamientos cuentan notablemente. Nosotros añadimos que en el actual nivel de conocimientos sobre los procesos puestos en juego, algo similar podría argumentarse para la estimación de la probabilidad de ocurrencia de daño ó pérdida de los VAR, aunque modelos como ERMIT puedan servir, sin duda, de ayuda.



Figura 59. Detalle de la rotura de un paso de agua después de una avenida en el incendio de Xurés 2011. (Fotografía: Antonio Arellano).

## Priorización de las zonas de actuación

Los tratamientos de estabilización y rehabilitación de áreas quemadas tienen, generalmente, un *elevado coste*. Esto, junto con la urgencia de su realización, implica que las áreas con posibilidades reales de ser tratadas tienen que ser de extensión limitada, resultando, por lo tanto, absolutamente necesario establecer unas prioridades de actuación en la superficie incendiada, lo que requiere una selección de las zonas a tratar, señalando su localización, extensión y límites. Sin embargo, como hemos visto líneas más arriba, el desigual desarrollo de los modelos existentes para evaluar el riesgo hidrológico-erosivo y los disponibles para efectuar la valoración de los bienes y servicios amenazados por esos procesos, repercute necesariamente en la eficacia del establecimiento de zonas con prioridad para ser objeto de actuaciones dirigidas a mitigar esos riesgos.

A la hora de efectuar esa priorización hay que hacer una distinción entre dos tipos de zonas diferentes: la propia superficie quemada y las áreas colindantes no quemadas que puedan verse afectadas. En el primer caso, la priorización tiene que ir dirigida a proteger el recurso suelo, como un elemento clave para asegurar la regeneración del ecosistema quemado y la sostenibilidad de la productividad de la zona, pero también como una fuente de sedimentos con repercusión negativa en la calidad del agua, estabilidad de los cauces, seguridad vial, infraestructuras, red de drenaje, etc. Por tanto, las zonas de actuación urgente tienen que ser seleccionadas fundamentalmente por su nivel local de riesgo hidrológico-erosivo, en conjunción con la importancia de los recursos amenazados y, si es posible, teniendo en cuenta nuestro nivel empírico de conocimientos sobre la vulnerabilidad de aquellos.

En relación con la posibilidad de que zonas ajenas al área quemada se vean afectadas, la evaluación del riesgo erosivo-hidrológico realizada anteriormente se convierte también en un elemento clave a la hora de tomar decisiones sobre la priorización de las intervenciones, ya que la principal amenaza a esas zonas colindantes al área quemada suele provenir de la posibilidad de una riada que tiene su origen en aquella. En base a la lista de bienes y recursos amenazados, comentada en el punto anterior, se establece un orden de importancia de las posibles actuaciones mitigadoras. El consenso con los sectores de población potencialmente más afectados resulta también muy conveniente. Los conflictos más frecuentes surgen en el segundo nivel de decisiones sobre bienes y recursos, debido a las distintas percepciones del riesgo por diferentes colectivos humanos y a sus respectivos intereses. Los medios de comunicación pueden jugar también un papel determinante, influyendo en la opinión pública y en los responsables políticos, al magnificar la sensación de riesgo o minimizarla, amplificando o silenciando posibles consecuencias negativas del incendio. Habitualmente, cuando existe riesgo en áreas fuera de la zona quemada, la protección de edificaciones, recursos naturales productivos e infraestructuras productivas y de comunicaciones más vulnerables que constituyan elementos esenciales para el bienestar económico de la comunidad, priman en la toma de decisiones. Al mismo tiempo, esa escala o lista de valores clave debería ser enfrentada con la disponibilidad presupuestaria dedicada a las tareas mencionadas, si bien en incendios de gran extensión y/o severidad pueda contarse, eventualmente, con fondos extraordinarios. Es importante también considerar los potenciales

efectos negativos incentivadores, causados indirectamente por las ayudas a la rehabilitación de zonas quemadas, sobre la economía parasitaria asociada al incendio, en áreas económicamente deprimidas y donde hay una fuerte recurrencia de incendios de origen intencionado. Este es un punto que tiene que ser cuidadosamente sopesado. Una forma de soslayarlo, al menos parcialmente, consiste en que la ejecución de las actividades sea realizada por empresas ajenas a la zona afectada y que no implique la contratación de personal, equipos y materiales de aquella.

## Factores moduladores

Un conjunto de factores pueden matizar la priorización.

La *posición de las áreas más afectadas dentro de las cuencas hidrográficas* tiene gran importancia a la hora de decidir actuaciones urgentes de mitigación de riesgos hidrológico-erosivos. La proximidad a los cauces de áreas severamente quemadas es más negativa que cuando éstas se encuentran más alejadas de aquellos, por la mayor probabilidad de que los sedimentos alcancen los cauces. Las zonas no quemadas, intercaladas en las quemadas, y particularmente en la base de las laderas, junto a los cauces (por ejemplo vegetación ripícola no afectada) pueden actuar como lugares de amortiguación de la arroyada, arrastre de sedimentos y afectación a la calidad del agua de los cauces, disminuyendo la conectividad de la escorrentía.

*Calidad del suelo.* Los sitios con un suelo profundo y con un buen nivel de materia orgánica tienen, generalmente, un potencial de ser erosionados superior al de los suelos más someros y con



Figura 60. En Galicia, la diversidad de usos del territorio y las condiciones del relieve, al crear situaciones microclimáticas y mantener especies vegetales diferentes, hace más difícil la existencia de grandes áreas quemadas de forma continua. (Fotografía: Antonio Arellano).

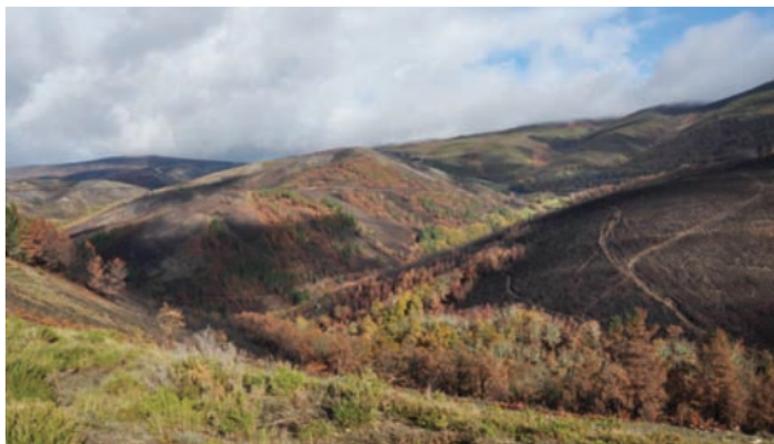


Figura 61. La ubicación de las áreas quemadas dentro de las cuencas hidrográficas condiciona el riesgo de generación de sedimentos y de fuertes avenidas tras incendio, al intercalarse las zonas quemadas con otras no ardidas que actúan como amortiguadoras. (Fotografía: Antonio Arellano).

menos materia orgánica. Pero, por otro lado, dada su calidad y capacidad productiva, esas zonas pueden convertirse en áreas preferentes a proteger. Sin embargo, al mismo tiempo, sus buenas características pueden también actuar como factores atenuadores del impacto de las posibles pérdidas de suelo. Como contraste, los suelos someros y pedregosos, o que han sufrido incendios reiteradamente, tienen menos capacidad de generar sedimentos aunque, por el contrario, disponen de mayores posibilidades de originar incrementos súbitos de escorrentía superficial. En ese sentido, conviene recordar que la elevada pedregosidad es un factor facilitador de la escorrentía y usualmente limitador de la erosión.

Finalmente, la *accesibilidad* puede ser también limitante para la ejecución de tratamientos, especialmente los que requieran la utilización de maquinaria terrestre, pero asimismo, en muchos casos para los efectuados manualmente.

Todos estos factores tienen que ser considerados en la toma de decisiones para la elección priorizada de las zonas donde ejecutar los tratamientos. No son, sin embargo, más que ejemplos de los múltiples aspectos, a los que el gestor debe prestar atención, y que dependerán de las condiciones particulares de cada incendio. Por tanto, aunque es muy aconsejable disponer de guías o protocolos que ayuden en las tareas rehabilitadoras inmediatas al incendio, deben ser suficientemente flexibles, dada la complejidad de los procesos intervinientes, sus múltiples interacciones y las carencias de conocimiento que existen todavía sobre algunos de esos aspectos.

## Selección y aplicación de los tratamientos de estabilización del suelo

Los tratamientos post-incendio están diseñados, como hemos visto, para reducir las pérdidas y degradación del suelo y limitar la generación de escorrentía. Es importante tener presente que aunque pueden existir diferencias entre ellos en cuanto a su eficacia, ésta puede verse siempre notablemente condicionada por las características de los eventos de precipitación subsiguientes a la ejecución de los tratamientos, un factor que no podemos controlar. También la severidad del incendio, y muy especialmente la del fuego en el suelo, afecta a la eficacia de los tratamientos, reduciéndola generalmente cuando es elevada. Finalmente, la pendiente y la longitud de la ladera juegan también negativamente sobre su efectividad.

Básicamente, existen dos clases de tratamientos: los efectuados en las laderas, diseñados para reducir la escorrentía y la erosión en ellas, limitando también la deposición de sedimentos en zonas no deseadas, y los llevados a cabo en los cauces, con el objetivo de retener sedimentos, estabilizar las laderas y disminuir la energía de la corriente. Varios tipos de tratamientos que se emplean con esa finalidad (Tabla 6) son comentados seguidamente, indicándose también su efectividad, ventajas y limitaciones. Más información técnica sobre los tratamientos disponibles puede encontrarse en Robichaud et al. (2000), Napper (2006), Robichaud et al. (2010) y en la página web [www.fws.gov/fire/ifcc/esr/Library/Library.htm](http://www.fws.gov/fire/ifcc/esr/Library/Library.htm).

Tabla 6. Tipos principales de tratamientos de estabilización del suelo post-incendio.

Clase de tratamiento	Tratamiento	Variantes
Tratamientos en laderas	Siembra	-Forma de aplicación: manual, hidrosiembra
	Mulching	-Materiales: paja, residuos forestales -Forma de aplicación: manual, aérea
	Hidromulch	-Forma de aplicación: desde tierra, desde el aire -Composición
	Poliacrilamidas (PAM)	-Composición
	Fajinadas	-Materiales: troncos, materiales vegetales, biorrollos
	Banquetas o albarradas	
	Mulching + siembra	
Tratamientos en cauces	Barreras transversales en cauces efímeros	-Composición: balas de paja, troncos, piedras
	Estabilizadores del lecho	-Composición: troncos, rocas, madera
	Reforzado de cauces con espigones y gaviones	
	Desviadores de caudal y obras de mantenimiento de la red de drenaje	-Tipo de actuaciones

## Tratamientos en laderas

### *Siembra*

La siembra de especies herbáceas ha sido durante mucho tiempo el método más usado para ayudar a obtener una cubierta vegetal del suelo quemado. La siembra, tanto manual, como aérea, ha sido muy utilizada en el Oeste de Estados Unidos. En las revisiones efectuadas por Robichaud et al. (2000 y 2010) sobre los métodos de rehabilitación post-fuego, los resultados de la siembra en la reducción de la erosión no resultaron concluyentes, encontrándose tanto falta de respuesta al tratamiento, como incrementos y descensos en la producción de sedimentos en comparación con sitios no tratados. Beyers (2009) y Peppin et al. (2010) han revisado recientemente, de forma extensa, las ventajas e inconvenientes de este tratamiento de emergencia, concluyendo que su efectividad es bastante limitada. La falta de eficacia de la siembra, se atribuye al hecho de que gran parte de la semilla es arrastrada por la escorrentía superficial y la erosión y habitualmente no tiene un efecto significativo en los primeros meses tras el incendio, ni en la cantidad de cobertura superficial del suelo, ni tampoco en la velocidad de regeneración de la vegetación nativa. Además, la mayor parte de la erosión tiene lugar antes de que una cubierta suficientemente densa de plantas pueda establecerse.

La siembra resulta ser más efectiva cuando el fuego es seguido por una serie de eventos de lluvia de intensidad suave y eso lo convierte en un tratamiento complementario a aplicar, combinado con otros. En lugares como la Galicia costera, donde a veces las primeras precipitaciones de otoño son de baja intensidad y ocurren de forma espaciada, el arrastre de la semilla por escorrentía puede ser pequeño. Además, en esa zona, se tiene suficiente luz y temperatura para la germinación de las semillas de las especies herbáceas aportadas. Bajo ese escenario, la siembra puede ayudar a crear una cubierta vegetal en relativamente poco tiempo (De la Fuente y Blonde, 2010). Por ejemplo,



Figura 62. Siembra de gramíneas para el control de la erosión en el incendio de Cures-Boiro 2010. Aspecto seis meses después de su aplicación. (Fotografía: Antonio Arellano).



**Figura 63.** Variación de la cobertura vegetal tras un tratamiento de siembra, el primer año después del incendio de verano de Piñor (2009), en una zona severamente afectada por el fuego .a) 1,5 meses después de la siembra (otoño), b) 4,5 meses después de la siembra (invierno), c) 6,5 meses después de la siembra (primavera), d) 7,5 meses después de la siembra (verano), e) 11,5 meses después de la siembra (otoño). Nótese en el extremo superior derecho de cada imagen la mayor cobertura vegetal obtenida cuando la siembra va acompañada de mulching. (Fotografías: Antonio Arellano).

Pinaya et al. (2000) encontraron una reducción de la erosión del 85% el primer año después de un fuego experimental de severidad moderada.

Sin embargo, dado que esas condiciones son relativamente infrecuentes, y existe una acusada repelencia al agua inicial que favorece una marcada escorrentía, la siembra generalmente resulta poco efectiva para reducir las pérdidas de suelo por erosión y aumentar la cobertura vegetal (Vega et al., 2010 a; Fernández et al., 2012 a). Esto es aún más acusado en lugares del interior de Galicia, donde las bajas temperaturas del otoño-invierno reducen la germinación (Díaz-Raviña et al., 2012; Vega et al., 2013). En definitiva, esas diferencias tan acusadas en la respuesta parecen depender, en gran medida, de la cantidad e intensidad de las primeras lluvias post-tratamiento, de la severidad del fuego y de la temperatura ambiente. La figura 58 es un buen ejemplo de la ineficacia de la siembra en un lugar del interior de Galicia. Se aprecia que hasta los 7,5 meses después de la siembra no se alcanza una cobertura del 25 %, instante en el que ya se ha producido la mayor parte de la erosión. Nótese como esta situación contrasta con la más rápida cobertura vegetal obtenida con el tratamiento de mulching + siembra (en el margen derecho de cada una de las imágenes).

Las gramíneas son el grupo de plantas más adecuado para este tratamiento, gracias a su extenso y fibroso sistema radical, que mejora las condiciones de infiltración del suelo e incrementa la resistencia al esfuerzo cortante del suelo superficial. Generalmente, se siembran especies de crecimiento rápido y usualmente se acude a las variedades comerciales, que con frecuencia no son nativas del sitio donde se van a disponer, pero que resultan relativamente baratas y fáciles de conseguir en grandes cantidades en caso de emergencia (Barro y Conard, 1987; Beyers, 2009). Es frecuente mezclar con ellas leguminosas, por su capacidad para fijar nitrógeno en el suelo, que se asume puede ayudar al establecimiento de la vegetación. La mayor parte de las mezclas incluye herbáceas anuales, que proporcionan una cobertura relativamente rápida, y perennes, que pueden ofrecer una protección a largo plazo. Las especies autóctonas, por su parte, son preferibles, pero pueden resultar caras y difíciles de conseguir en grandes cantidades. La tendencia durante la última década en Estados Unidos (Peppin et al., 2011) ha sido favorecer la utilización de especies nativas, lo que ha incrementado su disponibilidad, aunque ha ido disminuyendo progresivamente la superficie tratada con siembra, limitándose su utilización a zonas de riesgo de invasión de plantas alóctonas.

La siembra de gramíneas es también cuestionada por su capacidad de competir con la vegetación autóctona y reducir la diversidad de especies en los sitios tratados. Las experiencias efectuadas con la siembra de *Lolium multiflorum* en zonas incendiadas de California (USA), una especie fácil de conseguir en grandes cantidades y con un costo asequible, mostraron un impacto negativo sobre la riqueza específica de la vegetación de chaparral autóctono (ver revisiones de Robichaud et al., 2000, 2010; Beyers, 2004, 2009). Existe el riesgo de que las gramíneas puedan desplazar a las plantas nativas herbáceas en la sucesión post-fuego (Keeley, 2004; Beyers, 2009; Dodson y Peterson, 2010) y de que una alta cubierta de gramíneas pueda limitar el reclutamiento de brinzales de árboles y de especies leñosas de matorral (Griffin, 1982; Zagas et al., 2004; Beyers, 2009), aparte del riesgo de introducir especies alóctonas, y favorecer un pastoreo excesivo que retarde la recuperación de las áreas



Figura 64. Vista general de un área tratada con hidrosiembra en el incendio de A Gudiña de 2006. (Fotografía: Antonio Arellano).

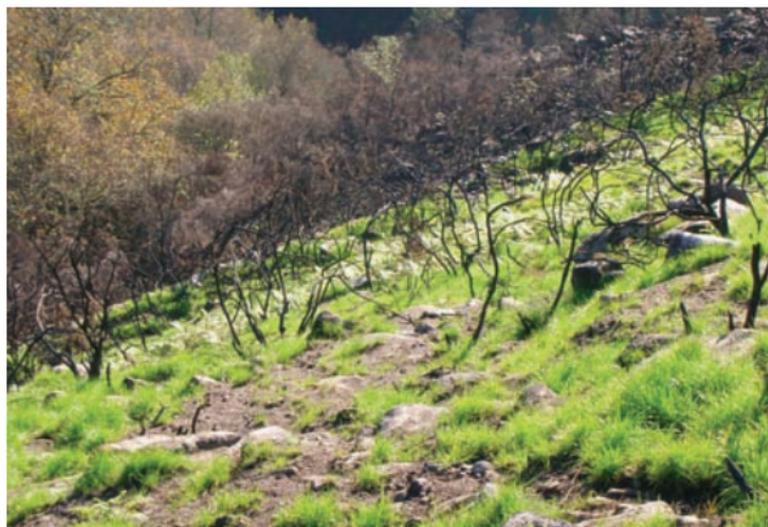


Figura 65. Vista general de un área tratada con hidrosiembra en las laderas del río Oitavén (Pontevedra), cuatro meses después de su aplicación tras incendio en el verano de 2006. (Fotografía: Cristina Fernández).

quemadas, e incluso de crear un combustible fino y seco en verano, que podría ser bastante inflamable. Este efecto negativo depende también del tipo de especies que se haya sembrado. Ciertas especies no-nativas habitualmente crecen más vigorosamente y ejercen una presión competitiva más fuerte que las nativas. Esto sugiere que las especies de gramíneas más apropiadas para el control de la erosión, son también, desafortunadamente, las que más amenazan el establecimiento de una nueva masa de arbolado, al menos en el caso de coníferas.

La variante de *hidrosiembra* ha sido aplicada también en algunos incendios. Tiene detrás la larga experiencia de una tecnología muy usada para el control de los taludes en carreteras y recuperación de explotaciones de áridos y en menor medida de minería. Los aditivos incorporados facilitan la permanencia de la semilla frente a los arrastres provocados por la escorrentía y también, en algunos casos, las semillas pre-germinadas acortan notablemente el tiempo de instalación de las plántulas. Sus principales limitaciones son su elevado coste, que la vuelve prohibitiva para extensiones moderadas de terreno, y la dificultad de que los equipos utilizados para proyectar la mezcla líquida puedan acceder y moverse por terrenos forestales, alcanzando así superficies a una distancia apreciable. Se tiene así, generalmente, sólo la posibilidad real de tratar fajas de terreno muy próximas a las pistas forestales principales. Además de eso, persisten, en este tratamiento, las restantes limitaciones comentadas líneas más arriba para la siembra. En pequeñas zonas demostrativas, quemadas en la provincia de Pontevedra por los incendios de 2006, se usó la hidrosiembra con adición de fibras vegetales (De la Fuente y Blonde, 2010) consiguiéndose un aparente buen recubrimiento del suelo, en laderas cortas, aunque no se efectuaron mediciones de comprobación.

### ***Mulching o acolchado***

Este tratamiento persigue crear rápidamente una cubierta protectora del suelo más o menos continua. Para ello se han empleado diversos materiales, principalmente restos agrícolas vegetales de trigo, cebada, centeno y arroz, aunque también materiales molidos de subproductos forestales (restos de podas, desbroces, residuos de corta, tiras, hebras o fragmentos cortados ó triturados de corteza, ramas y troncos de arbolado, así como virutas, astillas de madera, etc), utilizando distintas técnicas de aplicación (desde tierra, aire, proyectado con agua, etc) y mezclados ó no con polímeros sintéticos como la poliacrilamida, solos o con adición de semillas de gramíneas y leguminosas.

Los efectos beneficiosos del mulching sobre la escorrentía superficial y la erosión provienen, básicamente, de tres procesos: a) aumento de la intercepción de la lluvia, lo que hace disminuir la cantidad de agua que alcanza el suelo, y por tanto la disponible para la escorrentía, b) reducción de la energía cinética de las gotas de la precipitación, y finalmente, c) limitación del movimiento del flujo superficial de agua, reduciendo su energía. Estos procesos han sido destacados por varios autores, con ligeras variantes. Por ejemplo, Smets et al. (2008) atribuyen su eficacia, al decrecimiento en la generación de escorrentía, al incrementarse el almacenamiento superficial de agua. Además, se reduce la erosión por salpicadura, disminuyendo así la disponibilidad de sedimentos, limitándose también la



Figura 66. El mulch de paja de trigo en una cantidad de 250 g m<sup>-2</sup>, generalmente produce una cobertura del suelo superior al 80 %. (Fotografía: Antonio Arellano).

capacidad de transporte de la escorrentía superficial, por el incremento de la resistencia al flujo del agua superficial. El resultado final es una alta eficiencia en la protección del suelo frente a la erosión.

Más específicamente para los suelos quemados (Bautista et al., 1996, 1997) se ha constatado que la aplicación de mulch al suelo quemado en sitios áridos, aumenta la infiltración y el tamaño de los agregados y reduce la compactación del suelo, mejorando además su nivel de humedad. Posteriormente, Bautista et al. (2009) ha destacado que las obstrucciones originadas por el mulching reducen la velocidad de escorrentía y mejoran la infiltración, señalando que la formación de minipresas, por el entrelazado de las partículas del mulch, retiene sedimentos y disminuye la velocidad del flujo superficial. También en suelos quemados, MacDonald y Larsen (2009) han atribuido la eficacia del tratamiento a la protección del suelo del impacto de la lluvia, evitando así el sellado de los poros y aumentando la rugosidad, ayudando todo ello a mantener una aceptable velocidad de infiltración en suelo quemado y reduciendo la escorrentía y la erosión.

Recientemente, Díaz-Raviña et al. (2012, 2013) y Lombao et al. (2013 a y 2013 b) han encontrado que el mulching de paja no indujo modificaciones apreciables en un conjunto de propiedades químicas y bioquímicas del suelo superficial durante el primer año después del fuego. Tampoco Fontúrbel et al. (2012, 2013), Barreiro et al. (2013) y Lombao et al. (2013 b) observaron cambios significativos, atribuibles a ese mismo tratamiento, durante el primer año tras un fuego experimental, en la biomasa, actividad y diversidad de microorganismos del suelo.

La principal desventaja de este tratamiento es su coste, el riesgo de introducir semillas de plantas no deseadas (lo que se limita con la utilización de paja esterilizada o residuos forestales locales), o la posibilidad de su pérdida por viento. Para reducir esta última, y facilitar su adherencia al suelo, conviene aplicarse en días inmediatos a una suave precipitación, o durante ella, o al menos en días de alta humedad relativa y escaso viento. La disponibilidad y precio de los materiales empleados puede variar localmente, en función de la existencia ó no de los subproductos agrícolas o forestales utilizados y las distancias respectivas de transporte. En el Oeste de los Estados Unidos, los restos de arroz se han convertido en el material habitual utilizado para el mulching, ya que se asume que contiene semillas que sólo prosperarán en sitios encharcados. La aplicación de los mulches desde tierra, tiene un coste más elevado que desde el aire (generalmente más del doble), exigiendo además mucho más tiempo para tratar la misma superficie, lo que supone desventajas notables en relación a su aplicación desde el aire. El mulching es más efectivo sobre pendientes moderadas, y en zonas donde no hay fuertes vientos y turbulencias. Las pendientes acusadas limitan su eficacia ya que puede ser arrastrado parcialmente por la escorrentía (particularmente el de astilla de pequeño tamaño). Resulta también poco apropiado para los fondos de vaguada, por donde se espera que discurra la arroyada.

En bastantes experiencias se ha comprobado que la adición del mulch, siempre que proporcione una adecuada cobertura del suelo mineral, es usualmente eficaz para reducir las pérdidas de suelo por erosión tras incendio. Robichaud et al. (2010) han señalado que la aplicación de mulching a suelos



Figura 67. Aspecto invernal de un área tratada con mulching de paja después del incendio de Sotomaior en el verano de 2006. (Fotografía: Cristina Fernández)



Figura 68. Aspecto general de un área tratada con mulching de paja de trigo, aplicado en fajas, tras el incendio de la cabecera del río Deva 2010. (Fotografía: Antonio Arellano).



Figura 69. Aspecto general de un área tratada combinando mulching de paja con fajinas biodegradables en el incendio de las Fragas del Eume de 2012. (Fotografía: Antonio Arellano).

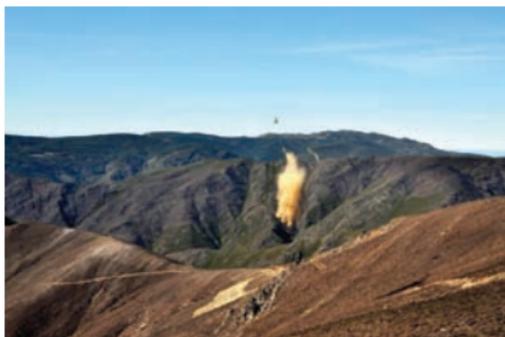


Figura 70. Diferentes etapas en la aplicación de mulch de paja de trigo desde el aire (helimulching) con lanzamiento desde helicóptero de balas de paja que se disgregan durante su caída, dispersándose por el área quemada a tratar. Incendio de Camba (Orense) 2010. (Fotografías: Antonio Arellano).

quemados necesita cubrir del 60 al 80% de la superficie del suelo para ser reducir la erosión en laderas. Esta cifra debe considerarse todavía como una primera aproximación, porque la eficacia del mulching, como la de otros tratamientos, está probablemente influenciada por la severidad del fuego, el tiempo transcurrido desde el incendio, el régimen de precipitaciones, la pendiente y longitud de la ladera y el propio tipo de mulching, además del tipo de vegetación quemada, la forma de aplicación, las características del suelo, las condiciones meteorológicas en el momento de su aplicación y posteriores (especialmente el viento) y la forma de erosión predominante (laminar o en regueros). Por ejemplo, Foltz y Wagenbrenner (2010) observaron en experimentos en laboratorio que el 50% de cubierta del suelo por tiras de restos leñosos, redujo la erosión casi tan bien como cuando cubría el 70%. En experimentos de campo, Bautista et al. (1996) en el SE de España, Wagenbrenner et al. (2006) y Rough (2007) en Colorado, Groen y Woods (2008) en Montana, Riechers et al. (2008) en Arizona, Robichaud et al. (2013 a, b) en diversas zonas del Oeste de Estados Unidos y Díaz-Raviña et al. (2012) en el NW de España han medido disminuciones de erosión en suelos quemados entre el 80 y 99% en el primer año o los tres ó cuatro primeros meses después del incendio. Reducciones importantes, aunque no tan altas como las primeramente citadas, han sido también medidas en Galicia por Fernández et al. (2011) tras un incendio de alta severidad, ocurrido en 2006 en un área de matorral. El mulch de paja ( $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) consiguió cubrir el 80 % del suelo mientras que la aplicación de  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$  de mulch de astilla de madera sólo proporcionó una cobertura del 45 %. Este hecho, y posiblemente una mayor adherencia y contacto con el suelo que la astilla, dio como resultado que sólo el mulch de paja redujera significativamente las pérdidas por erosión (66%), en comparación con el suelo quemado no tratado, durante el primer año post-incendio. Los tratamientos no influyeron en la recuperación de la cobertura vegetal.

En otro experimento en Galicia, se encontró que la recuperación de la cobertura vegetal fue favorecida por el mulching de paja mientras que el de fragmentos de corteza no tuvo ningún efecto sobre ese parámetro (Fernández y Vega, 2013).

El efecto de la protección del suelo quemado por la cubierta de mulch de paja, es temporal, ya que progresivamente ese material va perdiéndose con el tiempo desde el incendio, debido a su meteorización y descomposición, remoción por el viento y arrastre por escorrentía. Se han medido tasas de pérdida mensual de cobertura del 4 % (Badía y Martí, 2000) y 5 % (Fernández et al., 2011), mientras que el mulch de trozos de corteza de eucalipto presenta valores más bajos (2%; Prats et al., 2012). Mientras tanto, la vegetación quemada va recuperándose, aumentando su contribución a la cobertura y mejorando las condiciones de infiltración del suelo.

El mulching de paja parece más efectivo que el hidromulch para controlar las pérdidas de suelo post-incendio. Este último tratamiento, al sujetar la superficie del suelo, es muy resistente al viento, aunque lo es poco frente a la fuerza cortante del flujo de agua (Robichaud et al., 2010), ofreciendo además poca rugosidad superficial (MacDonald y Larsen, 2009), resultando más efectivo en laderas de corta longitud (Napper, 2006).

En Galicia, la utilización del tratamiento de mulching con paja ha experimentado un rápido incremento en pocos años. En los incendios de 2006, en la provincia de Pontevedra se usaron de una

forma operativa en algunas pequeñas zonas. Si bien no se efectuaron mediciones sobre su efectividad, la impresión de los técnicos fue positiva, aunque en las zonas muy combatidas por el viento y en el fondo de vaguadas su rendimiento bajó considerablemente (De la Fuente y Blonde, 2010). Tras los resultados favorables de los experimentos realizados con paja de trigo en los incendios de 2006 (Fernández et al., 2011), la Administración Forestal ha usado esta técnica en proyectos de estabilización de emergencia tras diferentes incendios y bajo distintas modalidades. Se ha aplicado por medio de equipos humanos, desplazándose en el terreno quemado, y cubriendo superficies continuas más o menos extensas. Más habitualmente, disponiéndolo en fajas de 25-40 m de anchura, alternando con otras de similar anchura, no tratadas, a lo largo de laderas incendiadas, o, con bastante menor coste, en una serie de pequeñas fajas de 5m de anchura, situadas en la parte inferior de la ladera, solas ó en combinación con fajas de diversos materiales biodegradables.

También está siendo empleado con éxito, en su aplicación desde el aire mediante helicóptero (helimulching). Para ello se han realizado experiencias previas, lanzando balas de paja de varios tamaños, desde distintas alturas y con velocidades diferentes, utilizando eslingas de diversas longitudes y todo ello bajo condiciones meteorológicas variadas. Estos ensayos han permitido establecer condiciones adecuadas para el lanzamiento de las balas de paja. Además, esas pruebas se han complementado con mediciones en tierra de diversos parámetros que han permitido evaluar la eficacia de la operación. Esos parámetros han sido: el nivel conseguido de disgregación de la bala de paja lanzada, la superficie de terreno cubierta por cada descarga, y la variabilidad del grado de cobertura obtenido por el mulch, dentro del área ocupada por su deposición aérea. Se ha logrado así una aceptable disgregación de la bala antes de llegar al suelo, lo que resulta importante de cara a la rentabilidad y rapidez en la aplicación del tratamiento, ya que no se requiere de personal en tierra para completar la disgregación de la bala. También se ha obtenido un reparto del mulch sobre una superficie lo suficientemente amplia como para abaratar los costes, asegurando así mismo una cobertura del suelo por el mulch que, si bien no es uniforme, resulta, en su conjunto, eficaz para disminuir las pérdidas de suelo.

La creación de un acolchado del suelo, por distribución de restos de vegetación (arbórea o arbustiva), por encima del suelo quemado, es también una buena alternativa en los lugares donde este material esté disponible. Parece que el mulch constituido por la mezcla de fragmentos de diferente



Figura 71. Aplicación de 400 gm<sup>2</sup> mulch de astillas (izquierda) y 350 gm<sup>2</sup> de tiras de corteza (derecha). (Fotografías: Antonio Arellano).



Figura 72. Degradación de la cubierta de mulch de paja (izquierda) y de astillas (derecha) con el tiempo. (Fotografías: Cristina Fernández).

tamaño puede ofrecer mayor eficacia que el formado por partículas de aproximadamente el mismo tamaño. Faucette et al. (2007) han argumentado que las partículas más grandes trabajarían para reducir el movimiento de los sedimentos, mientras que las más cortas actuarían absorbiendo la lluvia y reduciendo la escorrentía, la facilitar la infiltración. Este tipo de materiales presenta además la ventaja de ser más resistentes a la remoción por el viento y el agua en comparación con el mulching de paja.

La información científica sobre la eficacia del mulch formado por residuos forestales es todavía bastante limitada. Shakesby et al. (1996) encontraron que los restos de corta de eucalipto en grandes cantidades ( $46 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) redujeron la erosión post-fuego en un 90%, aunque en pinar, y cuando esa cantidad fue bastante menor ( $18 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), la reducción no fue significativa. Tampoco Prats et al. (2012), con severidad del fuego baja, hallaron que residuos de corta de pino ( $17,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) fueran eficaces, mientras que cuando la severidad fue moderada, los fragmentos de corteza de eucalipto ( $8,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) redujeron la erosión en casi un 90%. En cuanto al mulch de astillas de madera, Kim et al. (2008) y Riechers et al. (2008), midieron reducciones entre el 50 y 75%, empleando cantidades altas de astilla, mientras Fernández et al. (2011), con tasas más pequeñas, altas precipitaciones y elevada severidad, no observaron eficacia significativa, como hemos visto líneas más arriba. Robichaud et al. (2013 a, b) midieron reducciones entre 79 y 96%, utilizando mulch de fragmentos de árboles quemados triturados. Paralelamente a la experimentación en campo, a escala real, se desarrolla la de laboratorio, testando diferentes residuos y materiales, como virutas, hebras, tiras, etc. (ej. Yanosek et al., 2006; Foltz y Copeland, 2009; Foltz y Wagenbrenner,

2010). Actualmente se trabaja para desarrollar la técnica de aplicación de estos materiales desde el aire, que presenta mayor dificultad que la del mulching de paja.

La utilización de los residuos de corta, después del incendio, directamente, o mediante astillado, para la protección del suelo, viene siendo una práctica forestal habitual en diversas áreas quemadas de nuestro país desde hace bastantes años. En Andalucía es frecuente el triturado in situ de los restos de vegetación quemada (Costa et al., 2006) en el momento de la extracción del arbolado quemado, poco después del incendio. También en Aragón (Hernández, 2012) y en Galicia (Fernández et al., 2007; Vega et al., 2010b). Los residuos leñosos son un subproducto de muchas actividades forestales y pueden triturarse con maquinaria específica y emplearse in situ, o realizarse fuera del área quemada y transportarse a ésta para ser usados como mulch. Más concretamente, en el aprovechamiento del arbolado quemado se generan numerosos residuos que, tras trituración, son fuente abundante para el acolchado. En muchos casos, donde debido al escaso tamaño de arbolado quemado, no existe un aprovechamiento comercial del mismo, la trituración in situ permite generar un material adecuado para ser usado como acolchado. Cuando la disponibilidad económica no lo permite, la corta y el simple esparcido de esos restos sobre el terreno quemado o su amontonado en fajas o cordones, con o sin aplastamiento posterior por tractor, puede jugar un papel muy importante en la limitación de la erosión post-incendio (Fernández et al., 2004; Hernández, 2012), sobre todo cuando la corta se efectúa poco después de áquel.

### ***Hidromulch***

El hidromulch es una mezcla de diversas fibras orgánicas (de plantas leñosas, papel, celulosa, algodón, lino, etc), con estabilizadores o fijadores de las fibras añadidas al suelo, agua, agentes de suspensión y semillas, a los que a veces se añaden fertilizantes. Esta mezcla aplicada sobre el suelo forma una capa, más o menos continua, protegiéndolo y preservando también la calidad del agua. Las sustancias fijadoras pueden ser muy variadas, desde polisacáridos de diverso origen orgánico hasta polímeros derivados de la poliacrilamida y poliacrilatos. Puede ser aplicado desde el aire o en tierra y es, de cualquier forma, un tratamiento muy costoso. Su coste se reduce unas tres veces cuando se aplica desde el aire, en comparación con cuando se hace desde tierra, pero aun así, supone unas cuatro veces más coste que el mulching de paja desde el aire, y si se realiza desde tierra, seis veces más que cuando el mulching es efectuado a mano (Robichaud et al. 2003). Por ello es recomendable sólo para subcuencas con altos valores en riesgo en los alrededores del área a tratar, por ejemplo subcuencas que proporcionan agua a núcleos de población y que pueden empeorar su calidad por los arrastres de suelo y cenizas, ecosistemas de alto valor ecológico etc.

Esta técnica ha sido utilizada en diversos incendios en los Estados Unidos, aunque por ahora ha sido escasamente testada, a nivel científico. En general, ha mostrado una efectividad limitada en el control de las pérdidas de suelo por erosión, en contra de lo inicialmente esperado, y con una gran variabilidad. Por ejemplo, en el incendio Hayman (Robichaud et al.; 2003, 2013 a, b), en Colorado, la aplicación de 2,24 Mg ha<sup>-1</sup> proporcionó una cobertura del suelo del 65 % pero la reducción de la erosión

fue menor de lo esperado inicialmente: del 18 % el primer año y del 27 % el segundo después del incendio. Rough (2007) encontró que la efectividad fue mayor cuando se aplicó desde el aire (49-94%) que desde tierra (17-19%) pero Wohlgemuth et al. (2006), para la aplicación aérea, hallaron desde ausencia de efecto hasta una reducción del 53% en los sedimentos generados, en comparación con las áreas no tratadas. Además, Wohlgemuth et al. (2011) detectaron ineficiencia de este tratamiento durante lluvias de alta intensidad. Hubbert et al. (2012) midieron reducciones de sedimentos, tras hidromulching aéreo, en torno al 50%, para la aplicación en fajas alternadas de unos 30 m de anchura, sobre el 50% del terreno y de alrededor del 75% cuando se aplicó a la totalidad del terreno, para el primer año después del incendio, si bien las coberturas reales del suelo conseguidas fueron menores.

Se ha observado que la efectividad de este tratamiento depende de varios factores, tales como tasa de aplicación, longitud de la ladera, pendiente, vegetación residual, y, especialmente, los componentes del mulch, mantenidos en secreto por las compañías suministradoras. Además, es muy conveniente asegurarse, en su aplicación, que el material se fije inicialmente bien al suelo y de que se mantenga durante al menos un año. La desaparición del hidromulch es bastante rápida (20-24 meses), una de sus desventajas (MacDonald y Robichaud, 2008). Es importante señalar que los equipos de aplicación desde tierra, bastante pesados, tienen fuertes limitaciones de movimiento en áreas con pendiente. A ello hay que añadir, la dificultad de conseguir una longitud efectiva de impulsión de la mezcla viscosa, suficientemente grande. Por ello, la aplicación desde tierra suele limitarse a fajas paralelas a las pistas.

No parece que el hidromulch tenga un efecto marcado en la recuperación de la cobertura de la vegetación quemada (Napper, 2006) aunque no hay mucha información al respecto todavía. Debats et al. (2008) encontraron una ligera reducción, especulando con que la capa formada por el mulch pudiera haber dificultado la emergencia de plántulas de semilla, mientras Kwok et al. (2008) y Hubbert et al. (2012) no detectaron influencia o aumentos en algunas especies, atribuyendo estos últimos a mejoras en las condiciones de humedad del suelo.

### ***Poliacrilamidas (PAM)***

La aplicación de estos compuestos puede considerarse como una variante del mulching. Estos productos comprenden una amplia gama de compuestos químicos orgánicos, copolímeros de la acrilamida, de cadena simple o compuesta, de muy diferente longitud, con incorporación de sales inorgánicas y otros compuestos. Su utilización como acondicionadores del suelo en cultivos agrícolas y el control de la escorrentía y erosión, principalmente en sitios áridos, tiene ya un largo recorrido (p. ej. Ben-Hur y Letey, 1989; Agassi y Ben-Hur, 1992; Ben-Hur y Keren, 1997; Ben-Hur, 2001; Ben-Hur, 2006). Una de sus principales ventajas es su reducido coste, del orden de por lo menos diez veces inferior al del helimulching de paja, y en muchos casos incluso menor. Hemos visto líneas más arriba que pueden ser un componente del lodo del hidromulching. Aquí nos referiremos a su aplicación en seco. Son pocos los experimentos que han sido desarrollados en suelos forestales quemados y los resultados no son concluyentes por ahora. Riechers et al. (2008) encontró una reducción de los

sedimentos sólo con las lluvias menos intensas. Davidson et al. (2009) no detectó que la reducción lograda fuera estadísticamente significativa. En ambos estudios, la PAM fue aplicada en forma de pellets secos, basados en paja o papel comprimidos. Wohlgenuth y Robichaud (2007) y Rough (2007) no midieron reducciones en la erosión, con la aplicación de la PAM en seco, a dosis bajas (5,6 kg ha<sup>-1</sup>), mientras que Inbar (2011), con dosis de 25 y 50 kg ha<sup>-1</sup> encontró reducciones significativas. Las comparaciones de estos resultados son difíciles, por la distinta forma de aplicación que implica, en unos casos, la retirada de la ceniza y en otros no, probablemente la diferente composición de la PAM, características de los suelos y cantidades empleadas, entre otros factores.

### ***Combinación de siembra con mulching***

Este tratamiento parte de la constatación de la generalmente baja capacidad de la siembra de herbáceas para producir una cubierta efectiva del suelo en poco tiempo después del incendio y del importante papel jugado por la vegetación en la protección del suelo, a más largo plazo (Figura 48). Persigue asegurar una rápida cobertura del suelo, tras el incendio, mediante el mulching, y facilitar la emergencia de las plantas sembradas. Esto último, al evitar que sus semillas sean arrastradas por la escorrentía y al procurar mejores condiciones de humedad en el suelo quemado, por reducción de la evaporación. Sin embargo, un fuerte espesor del mulch podría también inhibir o retrasar la germinación de esas plantas (Beyers, 2004; Dodson y Peterson 2010). Aunque la efectividad de la siembra puede verse incrementada apreciablemente con la adición de otros productos, el coste aumenta notablemente.

Badía y Martí (2000), en el NE de España, en clima semiárido, aplicaron este tratamiento un año después del fuego, encontrando reducciones del 59 al 83 %, en comparación con un control no tratado, durante los dos años siguientes a su aplicación. También en sitios áridos y semiáridos de los Estados Unidos, Dean (2001), Rough (2007) y Riechers et al. (2008), observaron reducciones de entre el 48 y el 95 %.

En Galicia, Fernández et al. (2012 a) midieron una reducción en la susceptibilidad a la erosión de casi tres veces, nueve meses después de la aplicación de este tratamiento, en comparación con un suelo quemado no tratado, aunque la contribución de la siembra a la cobertura total de la vegetación fue pequeña. También en Galicia, Vega et al. (2013), encontraron que el tratamiento fue muy efectivo para reducir la erosión el primer año después de un incendio de alta severidad (94 %), si bien esa eficacia se debió principalmente a la cobertura del suelo suministrada por el mulching, ya que la aportación por la vegetación sembrada fue reducida y se produjo tardíamente.

### ***Fajinadas***

*Fajinadas de troncos.* Este tratamiento implica el derribo de arbolado quemado, su desrame, y la utilización de sus troncos para ser dispuestos en el suelo, siguiendo curvas de nivel, con objeto de proporcionar una barrera mecánica que sirva de pequeña presa donde se depositen sedimentos desplazados por la escorrentía, reduciendo así su movimiento y promoviendo la infiltración. La idea es también disminuir la energía cinética del agua de escorrentía superficial, al decrecer la velocidad de



Figura 73. Detalle de un área tratada con mulch + siembra seis meses después de su aplicación. (Fotografía: Antonio Arellano).

ésta, y limitar su capacidad de incisión en el terreno, al reducir la carga sólida de finos en suspensión en el agua y disminuir su turbidez. Las fajinadas de troncos aumentan la rugosidad hidráulica del terreno y dificultan la concentración de flujo. Su capacidad de almacenar sedimentos depende de la pendiente, del diseño, tamaño y longitud de los troncos empleados, la separación entre ellos y el grado de contacto con el suelo de estas barreras. Si no están bien diseñadas e instaladas pueden concentrar la escorrentía, causando daños que podrían ser mayores que en ausencia de tratamiento.

A pesar de su amplia utilización en muchos países, no está demostrado que sean un medio muy eficaz para limitar la erosión después de incendios (Robichaud et al., 2000; De la Fuente y Blonde, 2010; Robichaud et al., 2010). De hecho, son mayoría los experimentos realizados en los Estados Unidos donde no se ha encontrado que este tipo de estructuras reduzcan significativamente las pérdidas de suelo por erosión post-incendio (Wohlgemuth et al., 2001; Wagenbrenner et al., 2006; Robichaud et al., 2008 a y b; Robichaud, 2009), comparados con unos pocos donde se observó un efecto positivo de este tratamiento (Robichaud et al., 2008 b). Estos estudios también demostraron que las fajinadas de troncos para el control de la erosión son más eficaces para reducir los efectos de eventos de lluvia de corta duración (Wagenbrenner et al., 2006; Robichaud et al 2008, a y b) y pueden no resultar apropiados en zonas de alta precipitación (Robichaud et al., 2005). Miles et al. (1989, 2005) consideran que su eficacia para el control de la erosión no compensa el fuerte coste que supone su instalación, que usualmente es un 50% más alto que el mulch. Además su ejecución es lenta y el riesgo de realizarla inadecuadamente es alto.



Figura 74. Cordones de troncos y restos vegetales tras el incendio de Cures-Boiro 2010. (Fotografía: Antonio Arellano).



Figura 75. Construcción de fajinadas de troncos tras incendio en Cerro Muriano (Córdoba). (Fotografía: José A. Vega).

En España este tratamiento ha sido el más empleado tras incendios, especialmente en el Levante (Currás, comunicación personal y Bautista, comunicación personal), Andalucía (Costa et al., 2006), Castilla-La Mancha y Galicia (De la Fuente y Blond, 2010). En las zonas costeras de esta última región, su capacidad de retención puede ser sobrepasada en poco tiempo debido a las fuertes lluvias típicas del otoño en esta área. En Canarias se ha utilizado una variante, denominada "fajinada armada", combinando piedras, troncos y ramajes (Gil, 2012; Gutiérrez y García, 2012).

*Fajinadas de materiales vegetales.* Son obstáculos dispuestos en la ladera siguiendo curvas de nivel, para reducir la velocidad de escorrentía y la concentración de flujo, sirviendo al mismo tiempo de pequeñas presas donde se depositan los sedimentos movilizados. Han sido un método tradicional del control de la erosión en laderas y pueden realizarse con materiales vegetales de distinto tipo. Al igual que las fajinadas de troncos, no evitan la remoción local del suelo, pero suponen una barrera para largos desplazamientos de éste y su llegada a los cauces (Robichaud et al., 2000; Robichaud et al., 2010). Fernández et al. (2011) encontraron que las fajinadas construidas con matorral no redujeron significativamente las pérdidas de suelo por erosión después de un incendio, en comparación con un suelo quemado no tratado en Galicia.

Recientemente, se están utilizando *rollos de material biodegradable* de 23-25 cm de diámetro rellenos de paja o diversos restos vegetales. Son fajinadas permeables que pueden también acumular sedimentos. Sus principales ventajas son su poco peso, la rapidez de su instalación y su adaptabilidad al terreno, además de ser más eficientes que las barreras de troncos (Robichaud et al., 2008 a). No deben colocarse nunca en redes de drenaje principales, ya que pueden romperse y concentrar el flujo (Napper, 2006).

### **Banquetas y albarradas**

Son estructuras de piedra formando escalones. Están diseñadas para reducir la escorrentía superficial. Suelen emplearse en combinación con otros tratamientos como la siembra. Tienen un gran impacto visual aunque pueden resultar efectivos para la recuperación de la vegetación de zonas incendiadas. Parecen ser eficaces para alterar la respuesta hidrológica a tormentas de corta duración y alta intensidad, pero, igual que ocurría con la fajinadas de troncos, no se ha detectado una respuesta positiva frente a eventos de baja intensidad y larga duración (Robichaud et al., 2000). En Andalucía y Levante se han utilizado ampliamente en la restauración de incendios (Costa et al., 2006).



Figura 76. Fajinada armada tras incendio en Tenerife. (Fotografía: José A. Vega)

En la tabla 7 se sintetizan las principales ventajas e inconvenientes de los tratamientos más empleados de estabilización de laderas.



Figura 77. Fajinadas de matorral, en el incendio de Soutelo de 2006. (Fotografía: Antonio Arellano)



Figura 78. Rollos biodegradables de paja en el incendio de las Fragas del Eume 2012. (Fotografía: Antonio Arellano).

Tabla 7. Tabla resumen de efectividad y características de funcionamiento de tratamientos de estabilización del suelo quemado en laderas (basado en Robichaud et al., 2010, modificado).

		Siembra	Mulch paja	Mulch restos forestales	Hidro-mulches	Poliacril-amidas	Fajinadas de troncos	Fajinadas rollos de paja
<b>Efectividad</b>	Lluvia alta intensidad	No efectiva	Efectivo	Efectivo	No efectivos	No efectivas	No efectivas	No efectivas
	Lluvia baja intensidad	Algo efectiva	Efectivas	Efectivo	Efectivos	Algo efectivas	Efectivas	Efectivas
<b>Características de funcionamiento que afectan a su efectividad</b>	Resistencia al desplazamiento por viento	Menos	Menos	Más	Más	Más	Más	Más
	Duración de más de un año	Más	Más	Más	Menos	Menos	Más	Más
	Cobertura inmediata del suelo	Menos	Más	Más	Más	Menos	Menos	Menos
	Mejora de la infiltración	Más	Más	Más	Desconocida	Depende condiciones	Menos	Menos
	Reducción de rutas de flujo	Menos	Más	Más	Menos	Menos	Más	Más
	Retención de sedimentos	Menos	Más	Más	Menos	Menos	Más	Más
	Retraso del desarrollo de regueros	Menos	Más	Más	Más	Más	Menos	Menos
<b>Otras consideraciones</b>	Riesgo de introducción de plantas invasoras	Posible	Posible	Menos	Menos	Menos	Menos	Posible
	Retraso de la revegetación natural	Depende condiciones	Menos; Depende del espesor del mulch	Menos; Depende del espesor del mulch	Menos	Menos	Menos	Menos
	Peligro de contaminación	Menos	Menos	Menos	Depende de componentes	Depende de tipo y concentración	Menos	Menos
	Coste de ejecución (€/ha)	Aérea: 70-300 Manual: 200-500	Aérea: 1200-1600 Manual: 1900-3000	Manual: 1500-2000	Aérea: 5000 Terrestre: 5000-8000	1000-1500	800-3000	1000-2000
	Velocidad de ejecución	Aérea: Muy alta Manual: Alta	Aérea: Muy alta Manual: media	Baja	Aérea: Muy alta Terrestre: Alta	Muy alta	Muy baja	Media/Baja

Las cifras de costes vienen en euros/ha y son promedio de las siguientes fuentes: Robichaud et al. (2000; 2003), Napper (2006), Wagenbrenner et al. (2006), De la Fuente y Blond (2010) y Loures et al. (2010).

## Tratamientos en los cauces

El aumento de erosión tras el incendio altera la estabilidad de los cauces debido al incremento en el transporte de sedimentos, por aumento de los caudales punta, y la consiguiente capacidad de transporte de materiales sólidos, lo que, a su vez, puede provocar erosión en los márgenes del cauce. Como consecuencia de ello, la calidad del agua puede verse afectada y alterarse las condiciones de la vida acuática. También ese aumento de caudal sólido supone un riesgo para zonas recreativas, caminos y carreteras, cunetas, tajeas y puentes. Finalmente, estos sedimentos pueden ser arrastrados provocando depósitos en tanques de agua, embalses y lagos.

En España existe una amplísima experiencia técnica en restauración hidrológico-forestal y corrección de cauces, especialmente los de carácter torrencial (ej. Martínez-Falero, 1956; García-Najera, 1962; López-Cadenas y Blanco, 1976; Mintegui, 1984; Catalina y Vicente, 2002; López-Cadenas et al., 1994, 2003), disponiéndose también de una gran cantidad de información sobre actuaciones directas en los cauces tras los incendios forestales. La mayoría de las obras hidráulicas sobre los cauces se han centrado en la construcción de diques transversales de dos tipos: de retención de acarrees sólidos y de estabilidad de las laderas. Estas obras requieren de accesos y necesitan un cierto tiempo para su ejecución, y aunque los materiales prefabricados han acortado notablemente el tiempo para su instalación, generalmente las obras no logran limitar la degradación del suelo en las laderas, a menos que se deban a aparición de cárcavas y deslizamientos en masa.

### *Barreras transversales temporales en cauces efímeros*

Son obras de tamaño reducido situadas en regueros y cursos de agua pequeños que se utilizan para atrapar sedimentos y otros materiales sólidos, movilizados desde las laderas, y para reducir la velocidad y el pico de descarga del agua de escorrentía, limitando su llegada a los cauces y la posibilidad de que sean incorporados a la corriente. Los depósitos de suelo, cenizas y restos orgánicos recogidos pueden ayudar a la recuperación de la vegetación. Pueden fabricarse con balas de paja, troncos o piedras, dependiendo del lugar y de la disponibilidad de estos materiales. Las presas de balas de paja son un sistema de control de la erosión temporal construidas con 3 a 5 balas de paja, en función de la anchura del canal (Napper, 2006). En Andalucía es habitual su instalación tras incendio con troncos procedentes del arbolado quemado, dispuestos vertical u horizontalmente, dependiendo del tamaño y de la forma del cauce, rellenándose los huecos con ramajes del arbolado cortado (Costa et al., 2006). Aunque no se ha evaluado cuantitativamente su eficacia, a juicio de los técnicos es un tratamiento efectivo para reducir la velocidad del flujo de escorrentía y atrapar material sólido (Costa et al., 2006; Ruiz y Luque, 2010).



Figura 79. Sedimentos acumulados en un dique después de incendio en la Sierra Almijara. (Fotografía: Antonio Arellano).



Figura 80. Sedimentos acumulados en un depósito de agua tras el incendio de Santirso (Maceda) de 2011. (Fotografía: Antonio Arellano).

El tratamiento es más adecuado para cuencas de pendiente suave, y de pequeño tamaño (menos de 3 ha). Las presas de balas de paja ofrecen buenos resultados cuando son instaladas de forma apropiada, pero necesitan estar bien adosadas al terreno y sujetadas con postes verticales. Son ineficaces si son colocadas en cauces demasiados grandes o de fuerte pendiente y pueden aparecer problemas si se supera su capacidad de almacenamiento en una o en pocas tormentas. Es necesario, por tanto, controlar periódicamente su estado, ya que el fallo de estas estructuras puede provocar mayores daños que los originados por el incendio.

### ***Estabilizadores del lecho***

Proporcionan control en cauces que pueden desestabilizarse por un aumento de la escorrentía. Pueden construirse de varios materiales, incluyendo troncos, rocas y madera. Es un procedimiento adecuado en cauces con riesgo de incisión excesiva por la corriente.

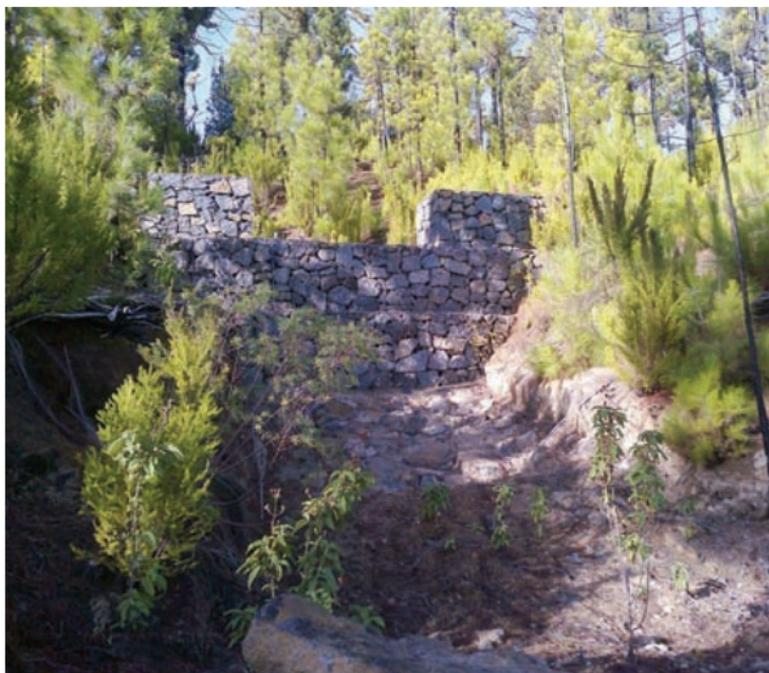


Figura 81. Dique de gaviones tras incendio en Tenerife. (Fotografía: José A. Vega).



Figura 82. Consideraciones a tener en cuenta en la corta post-incendio en masas forestales productivas. (Fotografía: Antonio Arellano).

### ***Reforzado de cauces con espigones y gaviones***

Reduce el impacto de los caudales punta de descarga y es adecuado en zonas con alto peligro de erosión en los cauces y de degradación de la calidad del agua. Esta es una técnica tradicionalmente usada en ríos, sobre la que existe abundante bibliografía (véase p. ej. López-Cadenas et al., 1994).

### ***Desviadores de caudal y otras obras de mantenimiento de la red de drenaje en carreteras y vías forestales***

Son un conjunto diverso de actuaciones diseñadas para proteger determinadas estructuras o infraestructuras (p. ej. carreteras, pistas) debido al aumento de la escorrentía como consecuencia del incendio y deben de ir acompañadas de actuaciones de limpieza y mantenimiento de la red de drenaje asociada a la vías forestales. Persiguen un adecuado encauzamiento de la escorrentía superficial hacia los cauces, evitando también el deterioro de las vías de comunicación (Copano, 2007). A veces, también pueden instalarse pequeños colectores de sedimentos constituidos por geotextiles dispuestos en forma de barreras en cunetas de gran pendiente. Su objetivo es disminuir el caudal de materiales finos que van a llegar a los ríos, limitando así la turbidez (Martel, comunicación personal). Foltz et al. (2009) han recopilado el nivel de conocimiento actual sobre este conjunto de técnicas. Es necesario planearlas y diseñarlas adecuadamente y, a veces, no hay tiempo suficiente para su ejecución antes de la llegada de las primeras tormentas.

## Gestión inmediata post-incendio del arbolado quemado

Las actividades de manejo forestal de las masas quemadas implican usualmente intervenciones que pueden afectar al suelo y a la regeneración post-incendio, pudiendo incluso, en ocasiones, contribuir a acrecentar el impacto causado por el incendio. A pesar de la importancia de esta problemática y a la controversia sobre el tema (Beschta et al., 2004; Lindenmayer et al., 2004; Karr et al., 2004; Lindenmayer y Noss, 2006; Peterson et al., 2009), la información científica existente hasta ahora es notablemente limitada. Dada esa última circunstancia, y teniendo en cuenta las características de las masas forestales de Galicia, en su mayoría instaladas con fines productivos, hemos preferido no proponer una lista exhaustiva de recomendaciones que podrían ser interpretadas como limitaciones a la corta post-incendio y cuya base no ha sido suficientemente contrastada hasta ahora.

Por un lado, la corta post-incendio podría ayudar a mantener la sanidad de la masa (Amman y Ryan, 1991; Santolamazza et al., 2011), ya que se han encontrado ataques masivos de insectos después de los incendios por diversos autores (ej. McCullough et al., 1998; Parker et al. 2006) y también frecuentes aumentos de las poblaciones de escolitidos, particularmente en Galicia y en árboles con la copa parcialmente soflamada (Fernández, 2006; Lombardero y Ayres, 2011; Vega et al., 2011; Santolamazza et al., 2011). Por otro lado, esta práctica puede eliminar restos vegetales de alta importancia ecológica (Lindemayer y Noss, 2006; Castro et al., 2009; Cobb et al., 2010). También la corta o no del arbolado quemado puede tener repercusiones sobre los combustibles en el área y la posibilidad de incrementar la severidad de futuros incendios (Mc Iver y Ottmar, 2007; Thompson et al., 2007; Keyser et al., 2009).

Otro posible efecto de la extracción del arbolado quemado es producir mortalidad en el regenerado, particularmente si aquella se retrasa demasiado. Estudios realizados en España sobre el impacto de la corta a hecho en la regeneración natural de *P. halepensis* y *P. pinaster* no mostraron que esta operación pudiera comprometer la regeneración natural (Martínez-Sánchez et al., 1999; Vega et al., 2008; Gil et al., 2009; Madrigal et al., 2009; Vega et al., 2009c; Vega et al., 2010b) aunque la densidad final del regenerado mejoró en el caso de masas serotinas (Vega et al., 2008; Gil et al., 2009; Vega et al., 2010b) y cuando la severidad del incendio (Vega et al., 2009c) fue alta. La manipulación de los residuos de corta puede afectar también a la regeneración natural post-incendio de la vegetación. Se ha detectado un efecto ligeramente más negativo de la trituración sobre la regeneración, en comparación con la extracción de los restos o su acordonado (Madrigal et al., 2007; Fernández et al., 2008b; Castro et al., 2011), aunque también la serotinia ayudó al restablecimiento de la masa (Fernández et al., 2008b) tras esta última operación.

De cara a la rehabilitación de áreas quemadas, el impacto más importante de la corta es su posible efecto sobre la erosión del suelo quemado. Bautista et al. (2004), en zonas de areniscas bajo clima mediterráneo, encontraron pérdidas de suelo en regueros de entre 7 y 50 Mg ha<sup>-1</sup> durante los 2-3 primeros años después del incendio. Esto contrasta con lo observado por los mismos autores en zonas de caliza donde se midieron tasas muy bajas de erosión. Tampoco Marqués y Mora (1998) en Cataluña

y Fernández et al. (2007) en Galicia detectaron que la corta del arbolado post-incendio incrementara la producción de sedimentos, aunque ambos estudios destacaron el riesgo de degradación del suelo en las zonas de paso continuado de maquinaria. Shakesby et al. (1994) también midieron pérdidas de suelo por erosión insignificantes después de la corta a hecho en eucaliptales quemados de Portugal. Sin embargo, estos mismos autores observaron tasas de erosión de hasta 40 Mg ha<sup>-1</sup> en áreas de fuerte pendiente en zonas de esquisto cuando se efectuaban nuevas plantaciones empleando pasadas de ripper ladera abajo para abrir surcos que facilitaran la instalación de la planta.

El manejo de los residuos de la corta puede también ejercer una influencia significativa sobre las pérdidas de suelo por erosión después de la corta en áreas incendiadas. Fernández et al. (2004) midieron cinco veces más erosión durante el primer año post-corta en masas de *E. globulus* en Pontevedra, en las que los residuos fueron quemados, en comparación con otras en las que éstos fueron extendidos sobre el suelo, aunque en todos los casos las cantidades de suelo perdido fueron inferiores a 2 Mg ha<sup>-1</sup>.

Todo esto sugiere que la extracción de la madera quemada, en zonas de pendientes elevadas, inmediatamente después de incendios puede producir más erosión que el propio incendio. Por tanto, la corta a hecho debería retrasarse en zonas de suelos particularmente sensibles, como los afectados por una severidad del fuego alta y con infiltración temporalmente reducida por repelencia al agua después del incendio. También debería prestarse atención al momento de su ejecución y las condiciones del suelo, evitando las actuaciones en los meses de mayor humedad en el suelo. Es también importante decidir el tipo de maquinaria a emplear, evitando la utilización de vehículos con cadenas y dando prioridad al transporte de madera suspendida, limitando al máximo la saca con arrastres y reduciendo en lo posible la apertura de nuevas pistas y vías. Debe prestarse especial atención a las zonas de amortiguamiento de los ríos.

Desde el punto de vista de la protección del suelo, la distribución y esparcido de los residuos de la corta, mejor triturados, puede cumplir un papel muy positivo al actuar como mulch. Dependiendo de la densidad y tamaño del arbolado y de la severidad fuego en aquel, la disponibilidad de residuos será diferente. El caso más crítico sería una masa con aprovechamiento comercial que ha sufrido un fuego de copa, donde podría efectuarse la extracción parcial por fajas de la madera quemada, alternada con otras fajas donde se realice la corta, trituración y esparcido de los residuos para mejorar la cobertura del suelo.

Dada la susceptibilidad de muchas coníferas al ataque de insectos después del incendio, es muy aconsejable un seguimiento del nivel de poblaciones de insectos en los árboles debilitados y en los colindantes no quemados.

En conjunto, resulta muy difícil generalizar unas recomendaciones sobre la gestión del arbolado quemado ya que se trata de un problema de notable complejidad y muy dependiente de las características del sitio. Además, existe todavía una carencia notable de investigación sobre esta temática, como se ha indicado líneas más arriba. La tabla 8 recoge algunas de las principales recomendaciones para limitar los impactos de la cota, basadas en estudios realizados en Galicia.

**Tabla 8. Principales resultados científicos disponibles sobre posibles impactos asociados a la corta a hecho post-incendio del arbolado quemado y recomendaciones para reducirlos en las condiciones de Galicia.**

Posibles impactos	Conclusiones	Recomendaciones
Erosión	En la mayoría de los casos no se ha demostrado que se produzca un incremento sustancial de la pérdida de suelo por erosión después de la corta y saca del arbolado quemado, a menos que se trate de suelos con un sustrato muy sensible (arenas, areniscas, margas...), o afectados muy severamente por el fuego.	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Retrasar la corta en áreas con severidad del fuego en el suelo alta.</li> <li>-Evitar la corta y saca de la madera con el suelo muy húmedo para limitar su compactación.</li> <li>- Extraer el arbolado cortado de manera suspendida (forwarders y tractores autocargadores), evitando los arrastres (no usar skidders), los vehículos pesados y el uso de cualquier vehículo de cadenas.</li> <li>- Limitar la apertura de nuevas vías de saca.</li> <li>- Triturar y esparcir los restos es, en la mayoría de los casos, la opción preferible para la protección del suelo. En segundo lugar, el esparcido regular de los restos.</li> <li>-Triturar "in situ" el arbolado, si la masa no tiene aprovechamiento comercial.</li> </ul>
Peligro de incendios	No cortar el arbolado quemado implica mayor disponibilidad de combustible pesado frente a un nuevo incendio, potenciando la severidad de este último.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cortar y triturar los restos para disminuir el peligro de incendio.</li> </ul>
Regeneración natural de las especies arbóreas	La corta a hecho reduce la densidad del regenerado, aunque sin comprometer la regeneración natural. La serotinia y la severidad del incendio la favorecen.	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Triturar los restos de corta, antes de la germinación de nuevas plántulas, para favorecer la regeneración natural en especies serótinas, al liberar semilla de las piñas.</li> <li>-No retrasar demasiado la corta a hecho para evitar daños al regenerado. Sin embargo, en masas serótinas, una reducción de densidad es positiva, al evitar inversiones posteriores en aclareos.</li> </ul>
Plagas	Los árboles con la copa parcialmente chamuscada y diámetros mayores son los más susceptibles al ataque de escolitidos.	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Conviene iniciar la corta por los árboles que tienen parte de la copa verde y más grueso diámetro, debido a su mayor capacidad de atracción de los escolitidos.</li> </ul>

## Monitorización de los tratamientos

Esta actividad proporciona una oportunidad única para evaluar la adecuación y efectividad de los tratamientos en una situación real. Permite también, validar y mejorar los modelos predictivos actuales del efecto de los tratamientos sobre la erosión post-incendio, orientando las investigaciones futuras sobre técnicas de rehabilitación. Un registro de los costes reales y de los problemas de todo tipo surgidos durante la ejecución de los tratamientos tiene una gran utilidad para optimizar sus futuras aplicaciones. Lo ideal sería ligar esta información con la relativa a las respuestas de la vegetación, el suelo, y los parámetros climáticos e hidrológicos. Es importante aprender de los

errores cometidos y de las limitaciones observadas en la planificación, ejecución de los tratamientos, su efectividad y sus posibles impactos. En ese sentido, convendría que los proyectos futuros que la administración adjudique, contengan una cláusula exigiendo a la empresa ejecutora la recogida de información sobre la eficacia y efectos de los tratamientos.

## REFLEXIONES FINALES

Después de los incendios forestales, existe una alta probabilidad de que se produzcan incrementos sustanciales de escorrentía y erosión del suelo, particularmente en sitios de pendientes pronunciadas y con abundante precipitación. Esos procesos pueden amenazar una serie de bienes y recursos dentro y fuera del área incendiada. En lugares como Galicia y una gran porción de la España húmeda, concurren una serie de factores, que como hemos visto, hacen que esa probabilidad sea más elevada que en otras partes de nuestro país.

Los gestores forestales tienen que evaluar ese riesgo y asegurarse de efectuar tratamientos que ayuden a limitarlo. Desafortunadamente, disponen de muy poco tiempo para ello antes de la llegada de las lluvias de otoño, generalmente muy abundantes en esa parte de la Península. Por otro lado, el período post-incendio donde se producen esos fenómenos es relativamente corto, a diferencia de lo que ocurre en el resto de la Península, mayoritariamente bajo clima seco, árido y semiárido, y en donde ese riesgo se extiende a un período de tiempo mayor. Eso hace que la importante colaboración prestada por la vegetación a la reducción de la erosión post-incendio en otras partes de España, no sea decisiva en la limitación de la escorrentía y erosión en la España húmeda. Por otro lado, la abundante precipitación en esa zona de la Península, hace que, en términos generales, la recuperación de la vegetación no sea un factor crítico y que en ausencia de incendio la erosión tampoco sea un problema grave.

Las guías y recomendaciones como las que se presentan aquí, pueden ser de utilidad para los técnicos en las tareas urgentes de minimización del riesgo hidrológico-erosivo tras incendio. Suponen un acercamiento complementario respecto a las tradicionales actuaciones hidrológico-forestales que se han venido efectuando tras los incendios, y dirigidas más bien a la restauración a largo plazo de las cuencas afectadas. A diferencia de estas últimas, los tratamientos revisados en este trabajo exigen ser implementados en un tiempo muy breve después del incendio y van dirigidos primordialmente a la protección inmediata del suelo, como origen de los sedimentos movilizados y, a la vez, regulador de la escorrentía. También tratan de limitar la degradación del propio suelo, un recurso esencial en la recuperación del ecosistema quemado.

En Galicia y otras zonas del Norte de España, donde predominan las masas forestales en terrenos de propiedad particular y que tienen como principal finalidad la producción de madera, el verdadero reto de las actuaciones post-incendio es conciliar el aprovechamiento de los recursos forestales con la sostenibilidad de la gestión practicada. Las tareas de emergencia post-incendio, como las consideradas en esta guía, juegan un importante papel para lograr esa compatibilización.

En áreas donde la utilización del arbolado quemado no es prioritaria, como los espacios naturales protegidos, también esas actividades resultan decisivas para mantener la calidad de esos ecosistemas y evitar su degradación.

## REFERENCIAS

- Adger, W.N. 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change* 16, 268-281.
- Agassi, M.; Ben-Hur, M. 1992. Stabilizing steep slopes with soil conditioners and plants. *Soil Technology*. 5: 249-256.
- Agee, J.K. 1993. *Fire ecology of the Pacific Northwest*. Washington (DC): Island Press.
- Alexander, M.; Cruz, M. 2012. Interdependencies between flame length and fireline intensity in predicting crown fire initiation and crown scorch height. *International Journal of Wildland Fire*. 21: 95-113.
- Alloza, J.A.; Vallejo, V.R. 2006. Restoration of burned areas in forest management plans. En: *Desertification in the Mediterranean regions: A security issue*. Kepner, W.G.; Rubio, J.L.; Mouat, D.A. y Pedrazzini, F. (eds.). Dordrecht: Springer: 475-488.
- Alloza, J.A.; Baeza, M.J.; De la Riva, J.; Duguy, B.; Echeverría, M.T.; Ibarra, P.; Llovet, J.; Pérez-Cabello, F.; Rovira, P.; Vallejo, V.R. 2006. A model to evaluate the ecological vulnerability to forest fires in Mediterranean ecosystems. *Proceedings of V International Conference on Forest Fire Research*. D.X. Viegas (ed.). *Forest Ecology and Management*. 234. S203. Rotterdam: Millpress Science Publishers. CD-ROM.
- Almendros, G.; González-Vila. 2012. Wildfires, soil carbon balance and resilient organic matter in Mediterranean ecosystems. A review. *Spanish Journal of Soil Science*. 2: 8-33.
- Amman, G.D.; Ryan, K.C. 1991. Insect infestation of fire-injured trees in the greater Yellowstone area. *Res. Note INT-398*, USDA Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden.
- Badía, D.; Martí, C. 2000. Seeding and mulching treatments as conservation measures of two burned soils in the central Ebro valley, NE Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 13: 219-232.
- Badía, D.; Martí, C. 2009. Zonas afectadas por incendios forestales. Estudio de casos en el valle medio del Ebro. En: *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. Cerdá A. y Mataix-Solera, J. (eds.). Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia: 157-183.
- Bará, S.; Toval, G. 1983. Calidad de estación del *Pinus pinaster* Ait. en Galicia. INIA. Serie: Recursos Naturales, 24. Madrid.
- Bará, S.; Vega, J.A. 1983. Effects of wildfires on forest soils in the northwest of Spain. DFG Symposium *Fenerökologie*. *Freiburger Waldschutz Abhandlungen*. Freiburg Universität: 181-195.
- Barreiro, A.; Lombao, A.; Martín, A.; Carballas, T.; Fonturbel, M.T.; Vega, J.A.; Jiménez, E.; Fernández, C.; Díaz-Raviña, M. 2013. Estructura de la comunidad microbiana de un suelo de matorral tras un fuego experimental y aplicación de diferentes tratamientos para el control de la erosión. *Flamma*. 4(1): 27-31.
- Barro, S.C.; Conard, S.G. 1987. Use of ryegrass seeding as an emergency revegetation measure in chaparral ecosystems. USDA Forest Service. General Technical Report. GTR-PSW-102, Berkeley, CA.
- Bautista, S.; Bellot, J.; Vallejo, V. R. 1996. Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 10: 235-242.

- Bautista, S.; Abad, N.; Llovet, J.; Bladé, C.; Ferrán, A.; Ponce, J.M.; Catarla, R.N.; Alloza, J.A.; Bellot, J.; Vallejo, V.R. 1997. Siembra de herbáceas y aplicación de mulch para la conservación de suelos afectados por incendios forestales. En: La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana. Vallejo, V.R. (ed.). Fundación CEAM. Generalitat Valenciana: 395-434.
- Bautista, S.; Gimeno, T.; Mayor, A.; Gallego, D. 2004. El tratamiento de la madera quemada tras los incendios forestales. En: Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo. Vallejo, V.R. y Alloza, J.A. (eds.). Fundación CEAM. Valencia.
- Bautista, S.; Robichaud, P.R.; Bladé, C. 2009. Post-fire mulching. En: Fire effects on soils and restoration strategies Cerdá, A. y Robichaud, P. (eds.). Science Publishers: 353-372.
- Ben-Hur, M. 2001. Soil conditioner effects on runoff, erosion and potato yield under sprinkler irrigation with different emitters. *Agronomy Journal*. 93: 1156-1163.
- Ben-Hur, M. 2006. Using synthetic polymers as soil conditioners to control runoff and soil loss in arid and semiarid regions – a review. *Australian Journal Soil Research*. 44: 191-204.
- Ben-Hur, M.; Letey, J. 1989. Effect of polysaccharide, clay dispersion and impact energy on water infiltration. *Soil Science Society American Journal*. 53: 233-238.
- Ben-Hur, M.; Keren, R. 1997. Polymer effects on water infiltration and soil aggregation. *Soil Science Society American Journal*. 61: 565-570.
- Benito, E.; Díaz-Fierros, F. 1989. Estudio de los principales factores que intervienen en la estabilidad estructural de los suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología*. 48: 229-253.
- Benito, E.; Soto, B.; Díaz-Fierros, F. 1991. Soil erosion in NW Spain. En: *Soil Erosion Studies in Spain*. Sala, M.; Rubio, J.L. y García-Ruiz, J.M. (eds.): 55-74.
- Benito, E.; Soto, B.; Varela, E.; Rodríguez-Alleres, M.; Rodríguez, J.A. 2009. Modificaciones inducidas por los incendios forestales en las propiedades físicas de los suelos del noroeste de España: implicaciones de la respuesta hidrológica y en la erosión hídrica. En: *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. Cerdá A. y Mataix-Solera, J. (eds.). Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia: 303-323.
- Benito, E.; Cerdá, A.; Soto, B.; Díaz-Fierros, F.; Rubio, J.L.; Varela, E.; Rodríguez, M. 2010. Métodos para el estudio de la erosionabilidad del suelo; su aplicación en suelos afectados por incendios forestales. En: *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Cerdá A. y Jordán, A. (eds.). Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia. FUEGORED 2010: 85-107.
- Beschta, R.L.; Rhodes, J.J.; Kauffman, J.B.; Gresswell, R.E.; Minshall, G.W.; Karr, J.R.; Perry, D.A.; Hauer, F.R.; Frissell, D.A. 2004. Postfire management on forested public lands of the western United States. *Conservation Biology*. 18: 957-967.
- Beyers, J. 2004. Postfire seeding for erosion control: Effectiveness and impacts on native plant communities. *Conservation Biology*. 18: 947-956.
- Beyers, J. 2009. Non-native and native seeding. En: *Fire effects on soils and restoration strategies*. Cerdá, A. y Robichaud, P. (eds.) Science Publishers: Enfield, NH: 321-336.
- Brewer, K.; Winne, C.; Redmond, R.; Opitz, D.; Mangrich, M. 2005. Classifying and mapping wildfire severity: A comparison of methods. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*. 71: 1311-1320.

- Brooks, K.N.; Ffolliott, P.F.; Gregersen, H.M.; De Bano L.F. 2003. Hydrology and the management of watersheds. (3<sup>rd</sup> edition). Iowa State University Press. Blackwell Publishing.
- Calkin, D.E.; Hyde, K.D.; Robichaud, P.R.; Jones, J.G.; Ashmun, L.E.; Loeffler, D. 2007. Assessing post-fire values-at-risk with a new calculation tool. General Technical Report. RMRS-GTR-205. Fort Collins, CO. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Carballas, T. 2003. Los incendios forestales en Galicia. En: Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia. Casares-Long, J.J. (ed.). Xunta de Galicia: 361-411.
- Carballas, T. 2006. A rexeneración dos ecosistemas. En: Os incendios forestais en Galicia. Díaz-Fierros, F. y Baahamonde, P. (eds.). Consello da Cultura Galega: 189-204.
- Carballas, T.; Martín, A.; Díaz-Raviña, M. 2009. Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de Galicia. En: Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Cerdá A. y Mataix-Solera, J. (eds.). Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia: 271-301.
- Casal, M.; Basanta, M.; García Novo, F. 1984. *Ecología de la regeneración del monte incendiado en Galicia*. Monografía nº 99, Servicio de Publicaciones, Universidad de Santiago de Compostela.
- Casal, M. 1985. Cambios en la vegetación de matorral tras el incendio, en Galicia. En: *Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de los incendios forestales*. Servicio de Publicaciones, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación: 93-102.
- Casal, M. 1987. Post-fire dynamics of shrublands dominated by Papilionaceae plants. *Ecologia Mediterranea* 13: 87-98.
- Casal, M.; Basanta, M.; González, F.; Montero, R.; Pereiras, J.; Puentes, A. 1990. Post-fire dynamics in experimental plots of shrubland ecosystems in Galicia (NW Spain). En: Fire in ecosystems dynamics. Goldammer, J.G. y Jenkins, M.J. (eds.). SPB Academic Publishing: 33-42.
- Cascudo, A.; Iglesia, A.; Díaz-Vizcaino, E. 1998. Post-fire secondary succession in shrublands dominated by *Ulex gallii* Planchon in inland Galicia NW Spain. Proc. III International Conf. on Forest Fire Research. Vol II: Luso. Coimbra. Portugal.
- Castro, J.; Moreno-Rueda, G.; Hódar, J.A. 2009. Experimental test of post-fire management in pine forests: Impact of salvage logging versus partial cutting and non-intervention on bird-species assemblages. *Conservation Biology*. 24: 810-819.
- Castro, J.; Allen, C.D.; Molina-Molares, 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.
- Catalina, M.A.; Vicente, C. 2002. Hidrología Forestal de la Provincia de Málaga. Servicio de Publicaciones de la Diputación de Málaga.
- Catry, F.X.; Rego, F.; Moreira, F.; Fernandes, P.M.; Pausas, J.G. 2010. Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management*. 260: 1184-1192.
- Cedex. Ministerio de Fomento. <http://www.cedex.es>.
- Cerdá, A., 2001. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science* 52: 59-68.

- Cerdá, A.; Doerr, S.H. 2008. The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*. 74: 256-263.
- Cerdá, A.; Bodí, M.; Lasanta, T.; Mataix-Solera, J.; Doerr, S.H. 2009. Infiltración, estabilidad de agregados y erosión de suelos afectados por incendios forestales. Una visión a escala de pedón. En: Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Cerdá A. y Mataix-Solera, J. (eds.). Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia: 355-383.
- Cerdan, O.; Govers, G.; Le Bissonnais, Y.; Van Oost, K.; Poesen, J.; Saby, N.; Gobin, A.; Vacca, A.; Quinton, J.; Auerswald, K.; Klik, A.; Kwaad, F.J.P.M.; Raclot, D.; Ionita, I.; Rejman, J.; Rousseva, S.; Muxart, T.; Roxo, M.J.; Dostal, T. 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122: 167-177.
- Cerrelli, G. A. 2005. FIRE HYDRO, a simplified method for predicting peak discharges to assist in the design of flood protection measures for western wildfires. En: Proceedings: 2005 watershed management conference-managing watersheds for human and natural impacts: engineering, ecological, and economic challenges. Moglen, G.E. (ed.). 2005 July 19-22; Williamsburg, VA. Alexandria, VA: American Society of Civil Engineers: 935-941.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*. 143: 1-10.
- Chuvieco, E.; Riaño, D.; Danson, F.M.; Martín, P. 2006. Use of a radiative transfer model to simulate the post-fire spectral response to burn severity. *Journal of Geophysical Research* 111: G04S09.
- Cobb, T.P.; Morissette, J.L.; Jacobs, J.M.; Koivula, M.J.; Spence, J.R.; Largor, D.W. 2010. Effects of post-fire salvage logging on deadwood-associated beetles. *Conservation Biology*. 25: 94-104.
- Cocke, A.E.; Fulé, P.Z.; Crouse, J.E. 2005. Comparison of burn severity assessments using Differenced Normalized Burn Ratio and ground data. *International Journal of Wildland Fire*. 14: 189-198.
- Copano, C. 2007. Restauración de zonas quemadas. Actas 4ª Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales. Wildfire. Sevilla.. España. 14-17 de mayo.
- Costa, J.C.; Lozano, R.; Cueto M.; Teruel, J.M.; Romero, J.F.; Vicente, C.; Jover, A.L.; Rodríguez de Velasco, J.; García, J.; Badillo, V. 2006. Restauración de zonas incendiadas en Andalucía. Manuales de Restauración Forestal nº8. Publicaciones de la Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Davidson, R.A.; Davidson, C.F.; Roa-Espinosa, A. 2009. Linear anionic polyacrylamide as an effective post-fire soil treatment: Understanding the chemistry and physical science. *Journal of Soil and Water Conservation*. 64: 243-252.
- Dean, A.E. 2001. Evaluating effectiveness of watershed conservation treatments applied after the Cerro Grande Fire, Los Alamos, New Mexico. Tucson, AZ: University of Arizona. Tesis de Máster.
- Debats, S.; Pilotte, D.; Sahai, R. 2008. Effect of hydromulch and fire intensity on post-fire chaparral: a Griffith Park case study. Unpublished report. [Online] Disponible: <http://www.ioe.ucla.edu/media/files/DebatsPilotteSahai.pdf> [verificado 30/09/2012].
- De Bano, L.F.; Neary, D.G.; Ffolliott, P.F. 1998. Fire's effects on ecosystems. John Wiley and sons. New York.
- De la Fuente, J.; Blond, A. 2010. Gestión forestal de zonas quemadas tras la oleada de incendios de 2006. En: Investigación y Gestión para la Protección del Suelo y Restauración de los Ecosistemas Forestales afectados por Incendios Forestales. Research and post-fire Management: Soil Protection

- and Rehabilitation Techniques for Burnt Forest Ecosystems. Díaz Raviña, M.; Benito, E.; Carballas, T.; Fontúrbel, M.T.; Vega, J.A. (eds.). FUEGORED 2010. Santiago de Compostela: 65-83.
- De Lange, H.J.; Sala, S.; Vighi, M.; Faber, J.H. 2010. Ecological vulnerability in risk assessment - A review and perspectives. *Science of The Total Environment*. 408: 3871-3879.
- De Santis, A.; Chuvieco, E. 2007. Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. *Remote Sensing of Environment*. 108: 422-435.
- De Santis, A.; Chuvieco, E.; Vaughan, P.J. 2009. Short-term assessment of burn severity using the inversion of PROSPECT and GeoSail models. *Remote Sensing of Environment*. 113: 126-136.
- Díaz-Fierros, F.; Gil, F.; Cabaneiro, A.; Carballas, T.; Leirós, M.C.; Villar, M.C. 1982. Efectos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología* 41: 627-639.
- Díaz-Fierros, F.; Pérez, R. 1985. Valoración de los diferentes métodos empleados en Galicia para la medida de la erosión de los suelos, con especial referencia a los suelos afectados por incendios forestales. *Cuadernos de Investigación Geográfica*. X: 29-41.
- Díaz-Fierros, F.; Benito, E.; Pérez, R. 1987. Evaluation of the U.S.L.E. for prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (NW Spain). *Catena*. 14: 189-199.
- Díaz-Fierros, F.; Benito, E.; Vega, J.A.; Castella, A.; Soto, B.; Pérez, R.; Taboada, T. 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soils from Galicia (NW Spain). En: *Fire and Ecosystem Dynamics*. Goldammer, J.G. y Jenkins, M.J. (eds.). The Hague: SPB Academic Publishing: 103-116.
- Díaz-Fierros, F.; Benito, E. 1991. Aproximación a una cartografía de la erosionabilidad del suelo en Galicia (NW España). *Cuaternario y Geomorfología*. 5: 45-55.
- Díaz-Fierros, F.; Soto, B.; Pérez, R.; Benito, E. 1991. Factores de escala en la medida de la erosión hídrica en suelos incendiados del NW de España. *Suelo y Planta*. 1: 565-574.
- Díaz-Raviña, M.; Martín, A.; Barreiro, A.; Lombao, A.; Iglesias, L.; Díaz-Fierros, F.; Carballas, T. 2012. Mulching and seeding treatments for post-fire soil stabilisation in NW Spain: Short-term effects and effectiveness. *Geoderma*. 191: 31-39.
- Díaz-Raviña, M.; Martín, A.; Barreiro, A.; Lombao, A.; Iglesias, L.; Díaz-Fierros, F.; Carballas, T. 2013. Mulching and seeding treatments for post-fire stabilization in Laza (NW Spain): medium-term effects on soil quality and effectiveness. *Flamma*. 4 (1): 37-40.
- Díaz-Vizcaino, E.; García, O.; Iglesia, A. 2002. Comparative study of the short-term post-fire recovery of some scrub communities in the Eurosiberian-Mediterranean transition zone of the Northwest Iberian Peninsula. En: *Fire and Biological Processes*. Trabaud, L. y Prodon, R. (eds.). Backhuys Publishers: 57-68.
- Dickinson, M.B.; Johnson, E.A. 2001. Fire effects on trees. En: *Forest fires. Behavior and ecological effects*. Johnson, E.A. y Miyanishi, K. (eds). Academic Press: 477-525.
- Dissmeyer, G.E.; Foster, G.R. 1984. A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land. Technical Publication R8-TP 6.
- Dodson, E.K.; Peterson, D.W. 2010. Seeding and fertilization effects on plant cover and community recovery following wildfire in the Eastern Cascade Mountains, USA. *Forest Ecology and Management*. 258: 1586-1593.

- Doerr, S.H. 1998. On standardising the "Water Drop Penetration Time" and the "Molarity of an Ethanol Droplet" techniques to classify soil water repellency: a case study using medium texture soils. *Earth Surface Processes and Landforms*. 23: 663-668.
- Doerr, S.H.; Blake, W.H.; Shakesby, R.A.; Stagnitti, F.; Vuurens, S.H.; Humphreys, G.S.; Wallbrink, P. 2004. Heating effects on water repellency in Australian eucalypt forest soils and their value in estimating wildfire soil temperatures. *International Journal of Wildland Fire*. 13: 157-163.
- Doerr, S.H.; Woods, W.S.; Martin, D.A.; Casimiro, M. 2009. "Natural" soil water repellency in conifer forests on the north-western USA: its prediction and relationship with wildfire occurrence. *Journal of Hydrology*. 371: 12-21.
- Elliot, W.J. 2004. WEPP Internet interfaces for forest erosion prediction. *Journal of American Water Resources Association*. 40: 299-309.
- Elwell, H.A.; Stocking M.A., 1976. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma*. 15: 61-70. EUFIRELAB. [www.eufirelab.org](http://www.eufirelab.org)
- European Commission, 2010. Forest fires in Europe 2009. Report nr. 10.EUR 24502 EN-Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.
- Faucette, L.B.; Governo, J.; Jordan, C.F.; Lockaby, B.G.; Carino, H.F.; Governo, R. 2007. Erosion control and storm water quality from straw with PAM, mulch, and compost blankets of varying particlesizes. *Journal of Soil and Water Conservation*. 62: 404-413.
- Fernández, M.M. 2006. Colonization of fire damaged trees by *Ips sexdentatus* (Boerner) as related to the percentage of burnt crown. *Entomologica Fennica*. 17: 381-386.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Gras, J.M.; Fonturbel, T.; Cuiñas, P.; Dambrine, E.; Alonso, M. 2004. Soil erosion after *Eucalyptus globulus* clearcutting: differences between logging slash disposal treatments. *Forest Ecology and Management*. 195: 85-95.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Fonturbel, T.; Pérez-Gorostiaga, P.; Jiménez, E.; Pérez, J.R. 2006a. Runoff and soil erosion after rainfall simulations in burned soils. En *Proceedings of V International Conference on Forest Fire Research*. D.X. Viegas (ed.). *Forest Ecology and Management*. 234. Supplement 1. Rotterdam: Millpress Science Publishers. CD-ROM.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Gras, J.M.; Fonturbel, T. 2006b. Changes in water yield after a sequence of perturbations and forest management practices in an *E. globulus* Labill. watershed in the Northwest of Spain. *Forest Ecology and Management*. 234: 275-281.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Fonturbel, M.T.; Pérez-Gorostiaga, P.; Jiménez, E.; Madrigal, J. 2007. Effects of wildfire, salvage logging and slash treatments on soil degradation. *Land Degradation and Development*. 18: 591-607.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Fonturbel, M.T.; Jiménez, E.; Pérez, J.R. 2008a. Immediate effects of prescribed burning, chopping and clearing on runoff, infiltration and erosion in a shrubland area in Galicia (NW Spain). *Land Degradation and Development*. 19: 502-515.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Fonturbel, T.; Jiménez, E.; Pérez-Gorostiaga, P. 2008b. Effects of wildfire, salvage logging and slash manipulation on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in Orense (NW Spain). *Forest Ecology and Management*. 255: 1294-1304.

- Fernández, C.; Vega, J.A.; Vieira, D.C.S. 2010a. Assessing soil erosion after fire and rehabilitation treatments in NW Spain: Performance of RUSLE and Revised Morgan-Morgan-Finney models. *Land Degradation and Development*. 21: 74-87.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Fonturbel, M.T.; Jiménez, E.; Ferreiro, A.; Sande, B. 2010b. Fire severity and soil water repellency after fire in Galicia (NW Spain). *Proc. VI International Conference on Fire Research* (D.X. Viegas, ed.).
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Jiménez, E.; Fonturbel, M.T. 2011. Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *International Journal of Wildland Fire*. 20: 104-114.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Jiménez, E.; Vieira, D.; Merino, A.; Ferreiro, A.; Fonturbel, M.T. 2012a. Seeding and mulching + seeding effects on post-fire runoff, soil erosion and species diversity in Galicia (NW Spain). *Land Degradation and Development*. 23: 150-156.
- Fernández, C.; Vega, J. A.; Fonturbel, M. T. 2012b. The effects of fuel reduction treatments on runoff, infiltration and erosion in two shrubland areas in the north of Spain). *Journal of Environmental Management*. 105: 96-102.
- Fernández, C.; Vega, J.A. 2013. Impacto de dos tipos de mulch para el control de la erosión en la recuperación de la cubierta vegetal en un área incendiada del NW España. 6º Congreso Forestal Español.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Fonturbel, T. 2013. Severidad del fuego y repelencia al agua en el suelo después de incendios forestales en Galicia. 6º Congreso Forestal Español.
- Fernández, I.; Morales, N.; Olivares, L.; Salvatierra, J.; Gómez, M.; Montenegro, G. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Olivares, L.; Fernández, I. (eds.). Gobierno de Chile. Corporación Nacional Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. 149 pp.
- Fernández, S.; Marquín, J.; Méndez-Duarte, R. 2005. A susceptibility model for post wildfire soil erosion in a temperate oceanic mountain area of Spain. *Catena*. 61: 256-272.
- Ferrán A, Delitti W, Vallejo VR. 2005. Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia region (Spain): II. Plant and soil nutrients. *Plant Ecology*. 177: 71–83.
- Finley, C.D.; Glenn, N.F. 2010. Fire and vegetation type effects on soil hydrophobicity and infiltration in the sagebrush-steppe: II. Hyperspectral analysis. *Journal of Arid Environments*. 74: 653-659.
- Flanagan, D.C.; Livingston, S.J. (eds.) 1995. WEPP user summary. US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, National Soil Erosion Research Laboratory, NSERL Report No.11. (West Lafayette, IN).
- Foltz, R. B.; Robichaud, P. R.; Rhee, H. 2009. A synthesis of post-fire road treatments for BAER teams: methods, treatment effectiveness, and decisionmaking tools for rehabilitation. USDA For. Serv. General Technical Report. RMRS-GTR-228.
- Foltz, R.B.; Copeland, N.S. 2009. Evaluating the efficacy of wood shreds for mitigating erosion. *Journal of Environmental Management*. 90: 779-785.
- Foltz, R.B.; Wagenbrenner, N.S. 2010. An evaluation of three wood shred blends for post-fire erosion control using indoor simulated rain events on small plots. *Catena*. 80: 86-94.
- Fonturbel, M.T.; Barreiro, A.; Vega, J.A.; Martín, A.; Jiménez, E.; Carballas, T.; Fernández, C.; Díaz-Raviña, M. 2012. Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities. *Geoderma*. 191: 51-60.

- Fontúrbel, M.T.; Vega, J.A.; Jiménez, E.; Fernández, C.; Barreiro, A.; Lombao, A.; Martín, A.; Carballas, T.; Díaz-Raviña, M. 2013. Microbial functional diversity of a shrubland soil experimentally burned and treated with two post-fire stabilization techniques (straw mulch and seeding). *Flamma*. 4: 33-36.
- ForFireS. <http://effis.jrc.ec.europa.eu/reports/forest-focus>
- Fox, D.; Berolo, W.; Carrega, P.; Darboux, F. 2006. Mapping erosion risk and selecting sites for simple erosion control measures after a Forest fire in Mediterranean France. *Earth Surface Processes and Landforms*. 31: 606-621.
- Francis, C. F.; Thornes, J.B., 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. En: *Vegetation and Erosion, Processes and Environments*. Thornes, J.B. (ed.) J. Wiley & Sons: 363-384.
- Franklin, J.F.; Agee, J.K. 2003. Forging a science-based national forest fire policy. *Issues in Science and Technology*. 20: 59-66.
- Fundación Banco de Santander. 2008. Criterios de restauración de zonas incendiadas. *Manuales de Desarrollo Sostenible*.
- García-Nájera, J.M. 1962. Principios de hidráulica torrencial y sus aplicaciones a la corrección de torrentes. IFIE. Madrid.
- García-Corona, R., Benito, E., de Blas, E., Varela, M.E. 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*. 13: 195-199.
- Guerrero, C. 2010. Espectroscopía de infrarrojo cercano (NIR) para la estimación de las temperaturas alcanzadas en los suelos quemados. En: *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Cerdá A. y Jordán, A. (eds.). Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia: 259-287.
- Gil, L.; López, R.; García-Mateos, A.; González-Doncel, I. 2009. Seed provenance and fire-related reproductive traits of *Pinus pinaster* in central Spain. *International Journal of Wildland Fire*. 18: 1003-1009.
- Gil, P. 2012. La restauración de la vegetación tras el gran incendio de 2007 en Tenerife. IV Reunión de FuegoRed. 24-27 Octubre. Tenerife..
- Gimeno, T.; Pausas, J.G.; Vallejo, R.V. 2009. Protocolo para la evaluación del impacto ecológico de los incendios forestales. *Actas 5º Congreso Forestal Español*.
- Gómez-Rey, M.X.; Couto-Vázquez, A.; García-Marco, S.; Vega, J.A.; González-Prieto, S. 2012. Reduction of nutrient losses with eroded sediments by post-fire soil stabilization treatments. *International Journal of Wildland Fire*.
- González-Cabán, A. 1998. Aspectos económicos de la evaluación del daño de incendios. USDA Forest Service. Pacific Southwest Research Station.
- González-Cabán, A. 2009. Evaluación del daño producido por los incendios forestales. La medición del daño. En: *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y Experiencias*. Vélez, R. (coord.). Mac Graw-Hill.
- González-Pérez, J.A.; González-Vila, F.J.; Almendros, G.; Knicker, H. 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International*. 30:855-870.
- Görlach, B.; Landgrebe-Trinkunaite, R.; Interwies, E.; Bouzit, M.; Darmendrail, D. Rinaudo, J.D. 2004. Assessing the economic impacts of soil degradation. *Ecologic*, Berlin.

- Griffin, J.R. 1982. Pine seedlings native ground cover, and *Lolium multiflorum* on the marble-Cone burn, Santa Lucia Range, California. *Madroño*. 29: 177-188.
- Groen, A.H.; Woods, S.W. 2008. Effectiveness of aerial seeding and straw mulch for reducing post-wildfire erosion, north-western Montana, USA. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 559-571.
- Gutierrez, B.; García, P. 2012. Medidas para el control de la erosión tras el gran incendio de 2007 en Tenerife: actuaciones en laderas, barrancos y pistas. IV Reunión de FuegoRed. 24-27 Octubre. Tenerife.
- Harris, S.; Veraverbeke, S.; Hook, S. 2011. Evaluating spectral indices for assessing fire severity in chaparral ecosystems (Southern California) using MODIS/ASTER (MASTER) airborne simulator data. *Remote sensing*. 3: 2403-2419.
- Hawkins, R.H.; Greenberg, R.J. 1990. WILDCAT4 flow model. University of Arizona, Tucson, AZ.
- Hernández, A. 2012. Actuaciones de emergencia post-incendio en Aragón. En: Los incendios forestales: efectos ambientales y medidas de restauración. Curso de la Universidad Internacional Menéndez Pelayo. Huesca. Septiembre 2012.
- Hubbert, K. R.; Wohlgemuth, P. M.; Beyers, J. L. 2012. Effects of hydromulch on post-fire erosion and plant recovery in chaparral shrublands of southern California. *International Journal of Wildland Fire*. 21: 155-167.
- Hudak, A.T.; Robichaud, P.R.; Evans, J.B.; Clark, J.; Lannom, K.; Morgan, P.; Stone, C. 2004. Field validation of Burned Area Reflectance Classification (BARC) products for post-fire assessment. In: *Remote Sensing for Field Users*. J. Greer (ed.). Proc. of the tenth Forest Service Remote Sensing Applications Conference. USDA Forest Service, Salt Lake City, Utah.
- Huffman, E. L.; Mac Donald, L. H.; Stednick, J. D. 2001. Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under ponderosa and lodgepole pine, Colorado Front Range. *Hydrological Processes*. 15: 2877-2892.
- Ibarra, P.; Alloza, J.A.; Pérez-Cabello, F.; De la Riva, J.; Baeza, M.J.; Duguy, B.; Echevarría, M.T.; Llovet, J.; Rovira, P.; Vallejo, V.R. 2007. Ecological vulnerability to forest fires: an evaluation model. *Actas 4ª Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales. Wildfire*. Sevilla.
- Ice, G.J.; Neary, D.G.; Adams, P.W. 2004. Effects of wildfire on soils and watershed processes. *Journal of Forestry*. 102(6): 16-20.
- Iglesia, A.; Cascudo, A.; Díaz-Vizcaíno, E. 1998. Post-fire self-succecion in shrubland dominated by *Erica australis* L. in inland Galicia (NW, Spain). A study of regenerative strategies. *Proc, III International Conf. on Forest Fire Research. Vol II: Luso*. Coimbra. Portugal.
- Inbar, A. 2011. Using synthetic polymers for soil erosion control after forest fires. Tel-Aviv University. Tesis de Máster.
- Jain T.; Pilliod D.; Graham R. 2004. Tongue-tied. *Wildfire* 4: 22-36.
- Jain, T.B.; Graham, R.T. 2007. The relation between tree burn severity and forest structure in the Rocky Mountains. Restoring fire-adapted ecosystems: Proceedings of the 2005 National Silviculture Workshop. USDA For. Serv. General Technical Report. PSW-GTR-203. pp: 213-250.
- Jain, T.B., Gould, W.A., Graham, R.T., Pilliod, D.S., Lentile, L.B., González, G. 2008. A soil burn severity index for understanding soil-fire relations in tropical forests. *Ambio: A Journal of the Human Environment*. 37: 563-568.
- Jain, T.B.; Pilliod, D.S.; Graham, R.T.; Lentile, L.B.; Sandquist, J.E. 2012. Index for characterizing post-fire soil environments in temperate coniferous forests. *Forests*. 3: 445-466.

- Jardel P., E.J., R. Ramírez V., A. Saldaña A., F. Castillo N., J.C. Chacón M., S. Zuloaga A., O.E. Balcázar M., H. Quiñones y A. Aragón C. 2003. Restauración de áreas afectadas por incendios forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. Informe final del Proyecto F6-00-14. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza A.C. y Universidad de Guadalajara. Autlán, Jalisco, México.
- Johansen, M.P.; Hakonson, T.E.; Breshears, D.D. 2001. Post-fire runoff and erosion from rainfall simulation: contrasting forests with shrublands and grasslands. *Hydrological Processes*. 15: 2953-2965.
- Jordán, A.; Zavala, L.; González, F.; Bárcenas, G.; Mataix-Solera, J. 2010. Repelencia al agua en suelos afectados por incendios: métodos sencillos de determinación e interpretación. En: Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales. Cerdá A. y Jordán, A. (eds.). *Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia*: 145-183.
- Kane, V.R.; Lutz, J.A.; Roberts, S.L.; Smith, D.F.; McGaughey, R.J.; Novak, N.A.; Brooks, M.L. 2013. Landscape-scale effects of fire severity on mixed-conifer and red fir forest structure in Yosemite National Park. *Forest Ecology and Management*. 287: 17-31.
- Karr, J. R.; Rhodes, J. J.; Minshall, G. W.; Huser, F. R.; Beschta, R. L.; Frisell, C. A.; Perry, D. A. 2004. The effects of postfire salvage logging on aquatic ecosystems in the American West. *BioScience*. 54: 1029-1033.
- Keeley J. E. 2004. Ecological impacts of wheat seeding after a Sierra Nevada wildfire. *International Journal of Wildland Fire*. 13: 73-78.
- Keeley, J.E.; Fotheringham, C.J.; Baer-Keeley, M. 2005. Determinants of post-fire recovery and succession in Mediterranean-climate shrublands of California. *Ecological Applications*. 15: 1515–1534.
- Keeley, J.E.; Brennan, T.; Pfaff, A.H. 2008. Fire severity and ecosystem responses following crown fires in California shrublands. *Ecological Applications*. 18: 1530–1546.
- Keeley, J. E. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*. 18: 116-126.
- Ketterings, Q.M.; Bingham, J.M. 2000. Soil color as an indicator of slash-and-burn severity and soil fertility in Sumatra, Indonesia. *Soil Science Society American Journal*. 64: 1826–1833.
- Key, C.H.; Benson, N. 2006. Landscape assessment. Sampling and analysis methods. USDA Forest Service. General Technical Report. RMRS-GTR-164-CD.
- Keyser, T.L.; Smith, F.W.; Shepperd, W.D. 2009. Short-term impact of post-fire salvage logging on regeneration, hazardous fuel accumulation, and understorey development in ponderosa pine forests of the Black Hills, SD, USA. *International Journal of Wildland Fire*. 18: 451-458.
- Keizer, J.J.; Nunes, J.P.; Palácios, E.; Beekman, W.; Malvar, M.C. 2008. Soil erosion modeling for two recently burnt eucalypt slopes: comparing MEFIDIS, MMF and USLE. ISCO2008, 15<sup>th</sup> Conference of the International Soil Conservation Organization. May 18-23, Budapest, Hungary.
- Kim, C.G.; Shin, K.; Joo, K.Y.; Lee, K.S.; Shin, S.S.; Choung, Y. 2008. Effects of soil conservation measures in a partially vegetated area after forest fires. *Science of the Total Environment*. 399: 158-164.
- Knicker, H.; Almendros, G.; González-Vila F.J.; González-Pérez, J.A.; Polvillo, O. 2006. Characteristic alterations of quantity and quality of soil organic matter caused by forest fires in continental Mediterranean ecosystems: a solid-state C-13 NMR study. *European Journal of Soil Science*. 57: 558-569.
- Kokaly, R.F.; Rockwell, B.W.; Haire, S.L.; King, T.V.V. 2007. Characterization of post-fire surface cover, soils, and burn severity at the Cerro Grande Fire, New Mexico, using hyperspectral and multispectral remote sensing.

Remote Sensing of Environment. 106: 305–325.

- Kwok, A.; Evans, C.; Maquindang, S. 2008. Effects of hydromulch on post-fire seed germination. (University of California: Los Angeles) <http://www.ioe.ucla.edu/media/files/EvansKwokMaquindang.pdf> [verificado 30/9/2012]
- Larsen, I.J.; MacDonald, L.H. 2007. Predicting post-fire sediment yields at the hillslope scale: Testing RUSLE and Disturbed WEPP. *Water Resources Research* 43: W11412.
- Larsen I.J.; MacDonald, L.H.; Brown, E.; Rough, D.; Welsh, M.J.; Pietraszek, J.H.; Libohova, Z.; Benavides-Solorio, J.; Schaffrath, K. 2009. Causes of post-fire runoff and erosion: water repellency, cover or soil sealing? *Soil Science Society of America Journal*. 73: 1393-1407.
- Lentile, L.; Morgan, P. Hardy, A.; Hudak, R.; Means, R.; Ottmar, R.; Robichaud, P.; Kennedy, E.; Szymoniak, J.; Way, F.; Fites-Kaufman, J.; Lewis, S.; Mathews, E.; Shovic, H.; Ryan, K. 2007. Value and challenges of conducting rapid response research on wildland fires. USDA. General Technical Report. RMRS-GTR-193.
- Lewis, S.A.; Wu, J.Q.; Robichaud, P.R. 2006. Assessing burn severity and comparing soil water repellency, Hayman Fire, Colorado. *Hydrological Processes*. 20: 1-16.
- Lewis, S.A.; Lentile, L.B.; Hudak, A.T.; Robichaud, P.R.; Morgan, P.; Bobbitt, M.J. 2007. Mapping ground cover using hyperspectral remote sensing after the 2003 Simi and Old wildfires in Southern California. *Fire Ecology*. 3: 109-128.
- Lindenmayer, D.B.; Foster, D.R.; Franklin, J.F.; Hunter, M.L.; Noss, R.F.; Schmeigelow, F.A.; Perry, D. 2004. Salvage harvesting policies after natural disturbance. *Science*. 303, 1303.
- Lindenmayer, D.B.; Noss, R.F. 2006. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*. 20: 949-958.
- Livingston, R.K.; Earles, T.A.; Wright, K.R. 2005. Los Alamos post-fire watershed recovery: a curve-number-based evaluation. En: *Proceedings: 2005 watershed management conference-managing watersheds for human and natural impacts: engineering, ecological, and economic challenges*. Moglen, G.E. (ed.). 2005 July 19-22; Williamsburg, VA. Alexandria, VA: American Society of Civil Engineers: 471-481.
- Lovet, J.; Alloza, J.A.; Baeza, M.J.; de la Riva, J.; Duguy, B.; Echeverría, M.T.; Ibarra, P.; Pérez-Cabello, F.; Rovira, P.; Vallejo, V.R. 2010. A model for evaluate the vulnerability to forest fires in Mediterranean ecosystems using GIS. En: Díaz Raviña, M.; Benito, E.; Carballas, T.; Fontúrbel, M.T.; Vega, J.A. (eds.). *Investigación y Gestión para la Protección del Suelo y Restauración de los Ecosistemas Forestales afectados por Incendios Forestales. Research and post-fire Management: Soil Protection and Rehabilitation Techniques for Burnt Forest Ecosystems*. FUEGORED 2010. Santiago de Compostela.
- Lombao, A.; Barreiro, A.; Martín, A.; Carballas, T.; Díaz-Raviña, M. 2013a. Impacto de un incendio de alta intensidad y dos tratamientos de protección del suelo sobre la masa microbiana en un suelo de Laza (Ourense; NW de España). *Flamma*. 4(1): 19-22.
- Lombao, A.; Martín, A.; Barreiro, A.; Fontúrbel, M.T.; Carballas, T.; Vega, J.A.; Jiménez, E.; Fernández, C.; Díaz-Raviña, M. 2013b. Microbial biomass estimated by phospholipid fatty acids (PLFA pattern) in a soil with different post-fire treatments (seeding, mulching) one year after the experimental fire. *Flamma*. 4(1): 9-12.
- Lombardero, M.J., Ayres, M.P. 2011. Forest fires and the population dynamics of bark beetles. *Environmental Entomology*. 40: 1007-1018.
- López Cadenas, F.; Blanco Criado, M. 1976. *Hidrología Forestal*. ETSIM. Madrid.

- López-Cadenas, F. (Coord.) et al. 1994. Restauración hidrológico-forestal de cuencas y control de la erosión. Grupo TRAGSA. Mundi-Prensa.
- López-Cadenas, F. (Coord.) et al. 2003. La ingeniería en los procesos de desertificación. Grupo TRAGSA. Mundi-Prensa.
- Loures, L.; Dias, S.; Ramos, T.; Nunes, J.; Viegas, A. 2012. Severe forest fires: Assessment methods and reclamation techniques. *International Journal of Energy and Environment*. 4: 424-432.
- Lutes, D. 2006. FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System. USDA. Forest Service. General Technical Report. RMRS-GTR-164.
- MacDonald, L.H.; Robichaud, P.R. 2008. Post-fire erosion and the effectiveness of emergency rehabilitation treatments over time. *Stream Notes*. Stream Systems Technology Center. USDA Forest Service. January 2008.
- MacDonald, L.H.; Larsen, I.J. 2009. Effects of forest fires and post-fire rehabilitation: a Colorado case study. En: *Restoration strategies after forest fires*. A Cerdá, A. y Robichaud, P. (eds.) Science Publishers: Enfield, NH.: 423-452.
- Macías, F.; Calvo, R.; Rodríguez L: Verde, R.; Pena, X.; Camps, M. 2004. El sumidero de carbono de los suelos de Galicia. *Edafología*. 11: 341-376.
- Madrigal, J.; Hernando, C.; Guijarro, M.; Díez, C.; Gil, J.A. 2007. Influencia de la corta a hecho y tratamiento de residuos en la supervivencia del regenerado natural post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en el monte "Egidos" Acebo (Cáceres, España). En: *Actas 4ª Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales*. Wildfire. Sevilla.
- Madrigal, J.; Vega, J.A.; Hernando, C.; Fonturbel, T.; Díez, R.; Guijarro, M.; Díez, C.; Marino, E.; Pérez, J.R.; Fernández, C.; Carrillo, A.; Ocaña, L.; Santos, I. 2009. Efecto de la corta a hecho y de la edad de la masa en la supervivencia de regenerado de *Pinus pinaster* Ait. tras el gran incendio del rodenal de Guadalajara. En: *Actas 5º Congreso Forestal Español*. Avila.
- Martín, A.; Díaz-Raviña, M.; Carballas, T. 2009. Evolution of composition and content of soil carbohydrates following forest wildfires. *Biology and Fertility of Soils*. 45: 511-520.
- Martín, A.; Díaz-Raviña, M.; Carballas, T. 2012. Short and medium-term evolution of soil properties in atlantic forest ecosystems affected by wildfires. *Land Degradation and Development*. 23: 427-439.
- Martínez-Falero, J. M. 1956. Trabajos hidrológico-forestales realizados en la capital de Málaga para su defensa contra las inundaciones y daños producidos por las tormentas y ramblas. *Revista Montes*: 293-335.
- 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.
- Marqués, M.A.; Mora, E. 1998. Effects on erosion of two post-fire management practices: clear-cutting versus non-intervention. *Soil and Tillage Research*. 45: 433-439.
- Martínez-Cortizas, A.; Pérez-Alberti, A. (coords.). 1999. Atlas climático de Galicia. Xunta de Galicia.
- Mataix-Solera, J.; Doerr, S.H. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*. 118: 77-88.
- Mataix-Solera, J.; Benito, E.; Andreu, V.; Cerda, A.; Llovet, J.; Ubeda, X.; Martí, C.; Varela, E.; Gimeno, E.; Arcenegui, V.; Rubio, J.L.; campo, J.; García-Orenes, F.; Badía, D. 2010. ¿Cómo estudiar la estabilidad de agregados

- en suelos afectados por incendios?. En: Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales. Cerdà A. y Jordán, A. (eds.). Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia: 109-143.
- Mataix-Solera, J.; Cerdà, A.; Arcenegui, V.; Jordán, A.; Zavala, L. 2011. Fire effects on soil aggregation : A review. *Earth-Science Reviews*. 109: 44-60.
- Mavsar, R.; Riera, P. 2007. Valoración económica de las principales externalidades de los bosques mediterráneos españoles. Informe Final. Ministerio de Medio Ambiente.
- Mavsar, R.; Varela, E.; Corona, P.; Barbati, A.; Marsh, G. 2012. Economic, legal and social aspects of post-fire management. En: *Post-fire management and restoration of Southern European Forests*. Moreira, F.; Arianoutsou, M.; Corona, P.; De las Heras, J. (eds.). 2012. Springer: 45-78.
- McCullough, D.G.; Werner, R.A.; Neumann, D. 1998. Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. *Annual Review of Entomology*. 43:107–127.
- McIver, J.D.; Ottmar, R. 2007. Fuel mass and stand structure after post-fire logging of a severely burned ponderosa pine forest in northeastern Oregon. *Forest Ecology and Management*. 238: 268-279.
- Meng, Q.; Meentemeyer, R.K. 2011. Modeling of multi-strata forest fire severity using Landsat TM data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 13: 120-126.
- Miles, S.R.; Haskins, D.M.; Ranken, D.W.1989. Emergency burn rehabilitation: cost, risk and effectiveness. En: *Proceeding of the Symposium on fire and watershed management*. Berg, N.H. (tech. Coord.). USDA Forest Service. General Technical Report. PSW-109: 148-149.
- Miles, S.R. 2005. Listing of BAER Treatments: cost, risk, effectiveness, production rates and applications. Burned Area Emergency Response Lesson. USDA, Forest Service, Burned Area Emergency Response Program.
- Miller, J.D.; Yool, S.R. 2002. Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. *Remote Sensing of Environment*. 82: 481-496.
- Miller, J. D.; Nyhan, J. W.; Yool, S. R. 2003. Modeling potential erosion due to the Cerro Grande fire with a GIS-based implementation of the Revised Universal Soil Loss Equation. *International Journal of Wildland Fire*. 12: 85-100.
- Miller, J.D.; Thode, A.E. 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta normalized burn ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment*. 109: 66–80.
- Miller, J.D., Safford, H.D., Crimmins, M., Thode, A.E. 2009. Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and Southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA. *Ecosystems*. 12:16–32.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 1988. Agresividad de la lluvia en España.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2005. Inventario Nacional erosión suelos 2002-2012.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2006. Los incendios forestales en España Decenio 1996-2005.
- Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. 2011. Cuarto Inventario Forestal Nacional: Galicia.
- Mintegui, J.A. 1984. La restauración hidrológico-forestal y las áreas dominadas. ETSIM. Madrid.
- Moody, J.A.; Martin, D.A. 2001. Initial hydrologic and geomorphic response following a wildfire in the Colorado Front Range. *Earth Surface Processes and Landforms*. 26: 1049-1070.
- 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. En: *Post-fire management and*

- restoration of Southern European Forests. Moreira, F.; Arianoutsou, M.; Corona, P.; De las Heras, J. (eds.). 2012. Springer: 1-19.
- Moreno, J.M.; Oechel, W.C., 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Acta Oecologica*. 10: 57-68.
- Morgan, R.P.C. 2001. A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan–Morgan–Finney model. *Catena*. 44: 305–322.
- Morgan, R.P.C.; Quinton, J.N.; Smith, R.E.; Govers, G.; Poesen, J.W.A.; Auerswald, K.; Chisci, G.; Torri, D.; Styczen, M.E. 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*. 23: 527–544.
- Napper, C. 2006. Burned Area Emergency Response treatments catalog. USDA Forest Service. National Technology & Development Program. Watershed, Soil, Air Management 0625 1801-SDTDC.
- Nearing, M.A.; Foster, G.R.; Lane, L.J.; Finkner, S.C. 1989. A Process-Based Soil Erosion Model for USDA-Water Erosion Prediction Project Technology. *American Society of Agricultural Engineers*. 32: 1587-1593.
- Neary, D.G.; Klopatek, C.C.; De Bano, L.F.; Ffolliott, P.F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*. 122: 51-71.
- Neary, D.G.; Ryan, K.C.; De Bano, L.F. 2005. Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water. General Technical Report. RMRS-GTR-42-vol 4. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Pannuk, C.D; Robichaud, P.R. 2003. Effectiveness of needle cast at reducing erosion after forest fires. *Water Resources Research*. 39: 1333-1342.
- Parker, T.J.; Clancy, K.M.; Mathiasen, R.L. 2006. Interactions among fire, insects and pathogens in coniferous forests of the interior western United States and Canada. *Agricultural and Forest Entomology*. 8: 167–189.
- Parsons, A.; Robichaud, P.R.; Lewis, S.A.; Napper, C.; Clark, J.T. 2010. Filed guide for mapping post-fire soil burn severity. USDA Forest Service. General Technical Report. RMRS-GTR-243.
- Pausas, J.G.; Carbó, E.; Caturla, R.N.; Gil, J.M.; Vallejo, V.R. 1999. Post-fire regeneration patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica*. 20: 499–508.
- Pausas, J.G.; Verdú, M. 2005. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: a phylogenetic approach. *Oikos*. 109: 196–202.
- Pausas, J.G.; Llovet, J.; Rodrigo, A.; Vallejo, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 713-723.
- Peppin, D.; Fulé, P.Z.; Sieg, C.H.; Beyers, J.L.; Hunter, M. 2010. Post-fire seeding in forests of the western United States. *Forest Ecology and Management*. 260: 573-586.
- Peppin, D.; Fulé, P.Z.; Sieg, C.H.; Beyers, J.L.; Hunter, M.; Robichaud, P.R. 2011. Recent trends in post-wildfire seeding in western US forests: cots and seed mixes. *International Journal of Wildland Fire*. 20: 702-708.
- Pérez, B.; Moreno, J.M. 1998. Methods for quantifying fire severity in shrubland fires. *Plant Ecology*. 139: 81-101.
- Peterson, D.L.; Agee, J.K.; Aplet, G.H.; Dykstra, D.P.; Graham, R.T.; Lehmkulh, J.F.; Pilliod, D.S.; Potts, D.F.; Powers, R.F.; Stuart, J.D. 2009. Effects of timber harvest following wildfire in western North America. General Technical Report. PNW-GTR-776. USDA Forest Service.
- Pike, R.G.; Ussery, J.G. 2006. Key points to consider when pre-planning for post-wildfire rehabilitation. Forest Research Extension Partnership Series 19. British Columbia Ministry of Forests and range. Canada.

- Pinaya, I.; Soto, B.; Arias, M.; Díaz-Fierros, F. 2000. Revegetation of burnt areas: Relative effectiveness of native and commercial seed mixtures. *Land Degradation and Development*. 11: 93-98.
- Poesen, J.; Lavee, H., 1994. Rock fragments in top soils: significance and processes. *Catena*. 23: 1-28.
- Poesen, J.W.; Torri, D.; Bunte, K. 1994. Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review. *Catena*. 23: 141-166.
- Prats, S.A.; MacDonald, L.H.; Monteiro, M.; Ferreira, A.J.D.; Coelho, C.O.A.; Keizer, J.J. 2012. Effectiveness of forest residue mulching in reducing post-fire runoff and erosion in a pine and a eucalypt plantation in North-central Portugal. *Geoderma*. 191: 115-124.
- Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; Mc Cool, D.K.; Yoder, D.C. (cords.). 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Agriculture Handbook nº 703. Washington DC. USDA, Natural Resources Conservation Service.
- Renschler, C.S. 2008. GeoWEPP: the geo-spatial interface for the Water Erosion Prediction Project homepage. <http://lesami.geog.buffalo.edu/projects/active/geowepp/> [verificado 15/09/2012]
- Reyes, O.; Casal, M. 2008. Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *Journal of Vegetation Science*. 19: 575-583.
- Reyes, O.; Casal, M.; Castro, F.C. 2009. Resprouting ability of six Atlantic shrub species. *Foila Geobotanica*. 44: 19-29.
- Riechers, G.H.; Beyers, J.L.; Robichaud, P.R.; Jennings, K.; Kreutz, E.; Moll, J. 2008. Effects of three mulch treatments on initial postfire erosion in north-central Arizona. In: Narog, Marcia G., tech. coord. Proceedings of the 2002 fire conference: managing fire and fuels in the remaining wildlands and open spaces of the southwestern United States; 2002 December 2–5; San Diego, CA. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-189. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station: 107-113.
- Robichaud, P.R. 2009. Post-fire stabilization and rehabilitation. En: *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies* Cerdá, A. y Robichaud, P. (eds.) Science Publishers: Enfield, NH.: 299–320.
- Robichaud, P.R.; Ashmun, L. 2012. Tools to aid post-wildfire assessment and erosion-mitigation treatment decisions. *International Journal of Wildland Fire*. <http://dx.doi.org/10.1071/WF11162>.
- Robichaud, P.R., Beyers, J.L., Neary, D.G. 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. USDA Forest Service. General Technical Report. RMRS-GTR.-63.
- Robichaud, P.R.; MacDonald, L.; Freeouf, J.; Neary, D.; Martin, D.; Ashmun, L. 2003. Post-fire rehabilitation of the Hayman fire. En: 2003 Hayman Fire Case Study. R.T. Graham (ed.). USDA Forest Service. General Technical Report. RMRS-GTR-114.
- Robichaud, P.R.; Beyers, J.L.; Neary, D.G. 2005. Watershed Rehabilitation. En: *Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water*. General Technical Report. RMRS-GTR. 42-4. USDA Forest Service.
- Robichaud, P.R.; Elliot, W.J.; Pierson, F.B.; Hall, D.E.; Moffet, C.A. 2006. Erosion risk management tool (ERMIT) (Version 2006.01.18). USDA. Forest Service, Rocky Mountain Research Station (Moscow, ID). <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/fswepp/> [verificado 14/09/2012]
- Robichaud, P.R.; Elliot, W. J.; Pierson, F. B.; Hall, D.E.; Moffet, C.A. 2007a. Predicting postfire erosion and mitigation effectiveness with a web-based probabilistic erosion model. *Catena*. 71: 229-241.

- Robichaud, P.R.; Elliot, W.J.; Pierson, F.B.; Hall, D.E.; Moffet C.A.; Ashmun, L.E. 2007b. Erosion risk management tool (ERMIT) user manual, version 2006.01.18. USDA. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, General Technical Report RMRS-GTR-188. (Fort Collins, CO).
- Robichaud, P.R.; Lewis, S.A.; Laes, D.Y.M.; Hudak, A.T.; Kokaly, R.F.; Zamudio, J.A. 2007c. Postfire soil burn severity mapping with hyperspectral image unmixing. *Remote Sensing of Environment*. 108: 467-480.
- Robichaud, P.R.; Pierson, F.B.; Brown R.E.; Wagenbrenner, J.W. 2008a. Measuring effectiveness of three postfire hillslope erosion barrier treatments, western Montana, USA. *Hydrological Processes*. 22: 159-170.
- Robichaud, P.R.; Wagenbrenner, J.W.; Brown, R.E.; Wohlgemuth, P.M.; Beyers, J.L. 2008b. Evaluating the effectiveness of contour-felled log erosion barriers as a post-fire runoff and erosion mitigation treatments in the western United States. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 255-273.
- Robichaud, P.R.; Lewis, S.A.; Ashmun, L.E. 2008c. New procedure for sampling infiltration to assess post-fire soil water repellency. USDA Forest Service Research Note RMRS-RN-33. 14 pp.
- Robichaud, P.R.; Ashmun, L.E.; Sims, B.D. 2010. Post-fire treatment effectiveness for hillslope stabilization. USDA For. Serv. General Technical Report. RMRS-GTR-240.
- Robichaud, P.R.; Lewis, S.A.; Wagenbrenner, J.W.; Ashmun, L.E.; Brown, R.E. 2013a. Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation: Part I: Effectiveness at reducing hillslope erosion rates. *Catena*. 105: 75-92.
- Robichaud, P.R.; Wagenbrenner, J.W.; Lewis, S.A.; Ashmun, L.E.; Brown, R.E.; Wohlgemuth, P.M. 2013b. Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation Part II: Effectiveness in reducing runoff and sediment yields from small catchments. *Catena*. 105: 93-111.
- Rodríguez-Alleres, M.; Benito, E.; de Blas, E. 2007. Extent and persistence of water repellency in north-western Spanish soils. *Hydrological Processes*. 21: 2291-2299.
- Rodríguez-Alleres, M.; Benito, E. 2011. Spatial and temporal variability of surface water repellency in sandy loam soils of NW Spain under *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus* plantations. *Hydrological Processes*. 25: 3649-3658.
- Rodríguez-Alleres, M.; Benito, E. 2012. Temporal fluctuations of water repellency in forest soils of Galicia, NW Spain. Do soil samples dried at laboratory reflect the potential soil water repellency?. *Hydrological Processes*. 26: 1179-1187.
- Rodríguez-Alleres, M.; Varela, M.E.; Benito, E. 2012. Natural severity of water repellency in pine forest soils from NW Spain and influence of wildfire severity on its persistence. *Geoderma*. 191: 125-131.
- Roldán-Zamarrón, A.; Merino-de-Miguel S.; González-Alonso, F.; García-Gigorro, S.; Cuevas, J.M. 2006. Minas de Riotinto (South Spain) forest fire: burned area assessment and severity mapping using Landsat 5 - TM, Envisat - MERIS and Terra - MODIS post-fire images. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 111: G04S11.
- Rough, D. 2007. Effectiveness of rehabilitation treatments in reducing post-fire erosion after the Hayman and Schoonover Fires, Colorado Front Range. Fort Collins, CO: Colorado State University. Tesis de Máster.
- Ruiz, J.; Luque, I. 2010. Actuaciones de emergencia para la defensa del suelo tras un gran incendio forestal en Andalucía. En: Díaz Raviña, M.; Benito, E.; Carballas, T.; Fontúrbel, M.T.; Vega, J.A. (eds.). 2010. Investigación y Gestión para la Protección del Suelo y Restauración de los Ecosistemas Forestales afectados por Incendios Forestales. Research and post-fire Management: Soil Protection and Rehabilitation Techniques for Burnt Forest Ecosystems. FUEGORED 2010. Santiago de Compostela: 49-64.

- Ruiz-Gallardo, J.; Castaño, S.; Calera, A. 2004. Application of remote sensing and GIS to locate priority intervention areas after wildland fires in Mediterranean Systems: a case study from south-eastern Spain. *International Journal of Wildland Fire*. 13: 241-252.
- Rulli, M.C., Offeddu, L., and Santini, M. en prensa, Modeling postfire water erosion mitigation strategies, *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 9, 10877-10916, doi:10.5194/hessd-9-10877-2012, 2012.
- Ryan, K.C.; Noste, N.V. 1985. Evaluating prescribed fires. Enn: Lotan JE, Kilgore BM, Fischer W C, Mutch R W (Tech. Coord.) Symposium and Workshop of Wilderness Fire. Proc. Gen. Tech. Rep. INT-182. USDA Forest Service Res. Sta.: 230-238.
- Ryan, K.C. 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica*. 36: 13-39.
- Santolamazza, S.; Pestaña, M.; Vega, J.A. 2011. Post-fire attractiveness of maritime pines (*Pinus pinaster* Ait.) to xylophagous insects. *Journal of Pest Science*. 84: 343-353.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. The SER international primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International. www.ser.org & Tucson.
- Serrada, R.; Muñoz, I.; Martínez, J.; López de Diego, L.; Rodríguez, M.; González, J.R.; Ocaña, L.; Cabezas, F.J.; Magro, J.; Romero, F. 2006. Incendios forestales: Tratamiento de superficies quemadas. Congreso Nacional de Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible. 89 pp.
- Shakesby, R.A. 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth Science Reviews*. 105: 71-100.
- Shakesby, R.A.; Coelho, C.O.A.; Ferreira, A.D.; Terry J.P.; Walsh, R.P.D. 1993. Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire*. 3: 95-110.
- Shakesby, R.A.; Coelho, C.O.A.; Ferreira, A.D.; Terry, J.P.; Walsh, R.P.D. 1994. Fire, post-burn land management practice on soil erosion response curves in eucalyptus and pine forests, North-central Portugal. En: Soil Erosion as a consequence of forest fires. Sala, M. y Rubio, J.L. (eds.). *Geoforma* ed.: 111-132.
- Shakesby, R.A.; Boakes, D.J.; Coelho, C.O.A.; Gonçalves, A.J.B.; Walsh, R.P.D. 1996. Limiting the soil degradation impact of wildfire in pine and eucalypt forests in Portugal. *Applied Geography*. 16: 337-356.
- Shakesby, R.A.; Doerr, S.H. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*. 74: 269-307.
- Simard, A. 1991. Fire severity, changing scales, and how things hang together. *International Journal of Wildland Fire*. 1: 23-34.
- Smets, T.; Poesen, J.; Knapen, A. 2008. Spatial scale effects on the effectiveness of organic mulches in reducing soil erosion by water. *Earth Science Reviews*. 89: 1-12.
- Soto, B.; Benito, E.; Díaz-Fierros, F. 1991. Heat-induced degradation processes in forest soils. *International Journal of Wildland Fire*. 1: 147-152.
- Soto, B.; Basanta, R.; Benito, E.; Pérez R.; Díaz-Fierros, F. 1994. Runoff and erosion from burnt soils in Northwest Spain. En: Soil erosion as a consequence of forest fires. Sala, M. y Rubio, J.L. (eds.). *Geoforma: Logroño*: 91-98.
- Soto, B.; Díaz-Fierros, F. 1997. Soil water balance as affected by throughfall in gorse (*Ulex europaeus*, L.) shrubland after burning. *Journal of Hydrology*. 195: 218-231.

- Soto, B.; Basanta, R.; Diaz-Fierros, F. 1997. Effects of burning on nutrient balance in an area of gorse (*Ulex europaeus* L.) scrub. *Science of the Total Environment*. 204: 271-281.
- Soto, B.; Diaz-Fierros, F. 1998. Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub: comparison of experimental results with those predicted by the WEPP model. *Catena*. 31: 257-270.
- Springer, E.P.; Hawkins, R.H. 2005. Curve number and peakflow responses following the Cerro Grande Fire on a small watershed. En: *Proceedings: 2005 watershed management conference-managing watersheds for human and natural impacts: engineering, ecological, and economic challenges*. Moglen, G.E. (ed.). 2005 July 19-22; Williamsburg, VA. Alexandria, VA: American Society of Civil Engineers: 459-470.
- Stella, L.; Vega, L.; Ríos, H.; Arce, C. 2007. Protocolo de restauración de coberturas vegetales afectadas por incendios forestales. Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. República de Colombia. 64 pp.
- Thompson, J.R.; Spies, T.A.; Ganio, L.M. 2007. Reburn severity in manager and unmanaged vegetation in a large wildfire. *PNAS*. 25: 10743-10748.
- Thornes, J.B. 2005. Coupling erosion, vegetation and grazing. *Land Degradation and Development*. 16: 127-138.
- Tolhurst, K.G. 1995. Fire from a flora, fauna and soil perspective: sensible heat measurement. *CALM Science*. 4 (Suppl.): 45-88.
- Trasar-Cepeda, C.; Leirós, M.C.; Gil-Sotres, F. 2000. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): specific parameters. *Soil Biology & Biochemistry*. 32: 747-755.
- Turner, B.L.; Kasperson, R.E.; Matson, P.A.; McCarthy, J.J.; Corell, R.W.; Christensen, L.; Eckley, N.; Kasperson, J.X.; Luers, A.; Martello, M.L.; Polsky, C.; Pulsipher, A.; Schiller, A. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 100: 8074-8079.
- Ulery, A.L., Graham R.C. 1993. Forest fire effects soil color and texture. *Soil Science American Journal*. 57: 135-140.
- Urbanska, K.M.; Webb, N.R.; Edwards, P.J. 1997. *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge.
- U.S. Army Corps of Engineers. 2010a. HEC-HMS. Hydrologic Modeling System. ([www.hec.usace.army.mil](http://www.hec.usace.army.mil))
- U.S. Army Corps of Engineers. 2010b. HEC-RAS. River Analysis System. ([www.hec.usace.army.mil](http://www.hec.usace.army.mil))
- USDA, Soil Conservation Service. 1991. *Engineering field handbook: chapter 2--estimating runoff*. En: *National engineering handbook*. Washington, D.C.: U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service: part 650.
- USDA Forest Service. 1995. *Burned area rehabilitation handbook*. Forest Service Handbook 2509.13, Amendment n° 2509-1395.7. Washington D.C.
- USDA Forest Service. 2004. *Forest Service Manual 2520*. Amendment n° 2500-2004-1. Washington D.C.
- US Department of Agriculture (USDA) and Department of the Interior (USDOI). 2006. *Interagency burned area emergency response guidebook*.
- U.S. Department of the Interior (USDOI), Bureau of Land Management. 2007. *Burned area emergency stabilization and rehabilitation handbook*. BLM Handbook. H-1742-1. 80 pp.
- USDOI National Park Service. 2003. *Fire Monitoring Handbook*. Boise (ID). 274p.

- Valero, E. (Dir.) 2007. Manual para la restauración de terrenos afectados por los incendios forestales. Universidad de Vigo. Fondo Social Europeo. Fundación Biodiversidad
- Vallejo, V.R.; Alloza, J.A. 1998. The restoration of burned lands: the case of Eastern Spain. En: Moreno, J.M. (ed.). Backhuys Publishers: 91-108.
- Vallejo, V.R.; Cortina, J.; Vilagrosa, A.; Seva, J.; Alloza, J.A. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: Restauración de ecosistemas mediterráneos. Rey, J.M.; Espigares, T.; Nicolau, J.M. (eds.). Universidad de Alcalá. Servicio de Publicaciones: 11-42.
- Vallejo, V.R.; Serrasolses, I.; Alloza, J.A.; Baeza, M.J.; Bladé, C.; Chirino, E.; Duguy, B.; Fuentes, D.; Pausas, J.G.; Valdecantos, A.; Vilagrosa, A. 2009. Long-term restoration strategies and techniques. En: Fire effects on soils and restoration strategies Cerdá, A. y Robichaud, P. (eds.) Science Publishers: Enfield, NH: 373-398.
- Van Andel, J.; Grootjans, A.P. 2006. Concepts in restoration ecology. En: Restoration ecology. The new frontier. van Andel, J. y Aronson, J. (eds.). Backwell Publishing. Malden, USA: 223-233.
- van Wagtenonk, J.W.; Root, R.R.; Key, C.H. 2004. Comparison of AVIRIS and Landsat ETM<sub>+</sub> detection capabilities for burn severity. Remote Sensing of Environment. 92: 397-408.
- Varela, M.E.; de Blas, E.; Benito, E.; López, I. 2002. Changes induced by forest fires in the aggregate stability and water repellency of soils in NW Spain. IV International Conference on Forest Fire Research. Coimbra. Portugal.
- Varela, M.E.; Benito, E.; de Blas, E. 2005. Impact of wildfires on surface water repellency in soils of northwest Spain. Hydrological Processes. 19: 3649-3657.
- Varela M.E.; Benito, E.; Keizer, J.J. 2010a. Wildfire effects on soil erodibility of woodlands in NW Spain. Land Degradation and Development. 21: 341-376.
- Varela M.E.; Benito, E.; Keizer, J.J. 2010b. Effects of wildfire and laboratory heating on soil aggregate stability of pine forests in Galicia: The role of lithology, soil organic matter content and water repellency. Catena. 83: 127-134.
- Vega, J.A.; Bará, S.; Villamueva, M.A.; Alonso, M. 1982. Erosión después de un incendio forestal. Dep. Forestal de Zonas Húmedas.
- Vega, J.A.; Bará, S.; Alonso, M. 1986. Estudio de la erosión, estabilidad de agregados y ácidos húmicos en suelos forestales quemados. Memoria Centro de Investigaciones Forestales. Xunta de Galicia.
- Vega, J.A.; Díaz-Fierros, F. 1987. Wildfire effects on soil erosion. Ecologia Mediterranea. 13: 175-181.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Fonturbel, T. 2005a. Throughfall, runoff and soil erosion alter prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). Land Degradation and Development 15: 1-15.
- Vega, J.A.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fontúrbel, M.T.; Barreiro, A.; Fernández, C.; Cuiñas, P. 2005b. Variables más influyentes en la respuesta regenerativa a corto plazo de *Quercus pyrenaica* Willd. tras incendios en Galicia. IV Congreso Forestal Español.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fonturbel, M.T. 2008. The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). Forest Ecology and Management. 256: 1596-1603.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Jiménez, E. Ruiz, A.D. 2009a. Evidencias de cambio climático en Galicia a través das tendencias dos índices de perigo de incendios forestais. Evidencias e impactos do cambio climático en Galicia. Xunta de Galicia: 173-194.

- Vega, J.A.; Fernández, C.; Jiménez, E. Ruiz, A.D. 2009b. Impacto dun escenario de cambio climático sobre o perigo de incendios en Galicia. Evidencias e impactos do cambio climático en Galicia. Xunta de Galicia: 583-607.
- Vega, J.A.; Madrigal, J.; Fontúrbel, T.; Hernando, C.; Pérez, J.R.; Guijarro, M.; Fernández, C.; Díez, C.; Marino, E.; Carrillo, A.; Ocaña, L.; Santos, I. 2009c. Efecto de la severidad del incendio y la corta a hecho del arbolado sobre la supervivencia del regenerado de *P. pinaster* Ait. después del gran incendio del Rodenal de Guadalajara. En: Actas 5º Congreso Forestal Español. Avila.
- Vega, J.A.; Fernández C. 2010. Riesgos hidrológicos y erosivos después de los incendios forestales. En: Riesgos naturales en Galicia. Fra, U (ed.): 79-102.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Fontúrbel, T.; Jiménez, E.; Díaz-Raviña, M.; Martín, A.; Carballas, T. 2010a. Comparación de tratamientos de mulching y siembra de herbáceas para el control de la erosión tras un fuego experimental en matorral de Galicia. En: Díaz Raviña, M.; Benito, E.; Carballas, T.; Fontúrbel, M.T.; Vega, J.A. (eds.). Investigación y Gestión para la Protección del Suelo y Restauración de los Ecosistemas Forestales afectados por Incendios Forestales. Research and post-fire Management: Soil Protection and Rehabilitation Techniques for Burnt Forest Ecosystems. FUEGORED 2010. Santiago de Compostela.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fontúrbel, M.T. 2010b. Response of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) recruitment to fire severity and post-fire management in a coastal burned area in Galicia (NW Spain). *Plant Ecology*. 206: 297-308.
- Vega, J.A.; Jiménez, E.; Vega, D.; Ortiz, L.; Pérez, J.R. 2011. *Pinus pinaster* Ait. tree mortality following wildfire in Spain. *Forest Ecology and Management*. 261: 2232-2242.
- Vega, J.A.; Fontúrbel, T.; Merino, A.; Fernández, C.; Ferreiro, A.; Jiménez, E. 2012. Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland. *Plant and Soil*. DOI 10.1007/s11104-012-1532-9.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Fontúrbel, T. 2013. Comparación de la eficacia de la siembra y del mulching + siembra para reducir la erosión en un área quemada de Galicia. 6º Congreso Forestal Español.
- Veraverbeke, S.; Verstraten, W.; Lhermitte, S.; Goossens, R. 2010. Evaluating Landsat thematic mapper spectral indices for estimating burn severity of the 2007 Peloponnese wildfires in Greece. *International Journal of Wildland Fire*. 19: 558-569.
- Vieira, D.C.S. 2008. Cartografia de risco de erosão, à escala de encosta, numa área recentemente ardida na região Centro. Tesis de Máster. University of Aveiro. Portugal.
- Wagenbrenner, J.W.; Mac Donald, L.H.; Rough, D. 2006. Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological Processes*. 20: 2989-3006.
- Wesel, A.T. 1988. On using the effective contact angle and the water drop penetration time for classification of water repellency in dune soils. *Earth Surface Processes and Landforms*. 13: 555-562.
- Whelan, R.J. 1995. *The ecology of fire*. New York, NY: Cambridge University Press.
- Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall -erosion losses- a guide to conservation planning. *Agriculture Handbook*. Nº537. USDA. Washington, D.C. 58.
- White, P.S.; Picket T. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. En: *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Picket, T. y White, P. (eds.) Academic Press Inc.; London, United Kingdom.

- Wohlgemuth, P.M.; Hubbert, K.R.; Robichaud, P.R. 2001. The effects of log erosion barriers on post-fire hydrologic response and sediment yield in small forested watersheds, southern California. *Hydrological Processes*. 15: 2053-3066.
- Wohlgemuth, P.M.; Robichaud, P.R.; Beyers, J.L. 2006. The effects of aerial hydromulch as a post-fire erosion control treatment on the Capitan Grande Reservation. Unpublished report on file at: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Riverside, CA.
- Wohlgemuth, P.M.; Robichaud, P.R. 2007. The effects of selected post-fire emergency rehabilitation techniques on small watershed sediment yields in southern California. En: *Advancing the Fundamental Sciences: Proceedings of the Forest Service National Earth Sciences Conference, San Diego, CA, 18-22 October 2004*. Furniss, M.; Clifton, C.; Ronnenberg, K. (eds.). PNWGTR-689, Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Wohlgemuth, P.M.; Beyers, J.L.; Hubbert, K.R. 2009. Rehabilitation strategies after fire: The California, USA experience. En: *Fire effects on soils and restoration strategies*. Cerdá, A. y Robichaud, P. (eds.) Science Publishers: Enfield, NH.: 511-535.
- Wohlgemuth, P.M.; Beyers, J.L.; Robichaud, P.R. 2011. The Effectiveness of Aerial Hydromulch as an Erosion Control Treatment in Burned Chaparral Watersheds, Southern California. The Fourth Interagency Conference on Research in the Watersheds. 26-30 September 2011, Fairbanks, AK.
- Yanosek, K.A.; Foltz, R.B.; Dooley, J.H. 2006. Performance assessment of wood strand erosion control materials among varying slopes, soil textures, and cover amounts. *Journal of Soil and Water Conservation*. 61: 45-51.
- Zagas, T.; Ganatsas, P.; Tsiotoni, T.; Tsakalidimi, M. 2004. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* Mill. stands in the Sithonia peninsula, northern Greece. *Plant Ecology*. 171: 91-99.

