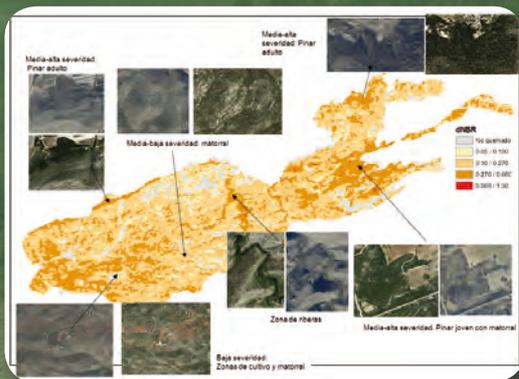


Guía técnica para la gestión de montes quemados

Protocolos de actuación para la restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Guía técnica para la gestión de montes quemados

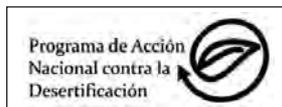
Protocolos de actuación para la restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación



Madrid, 2013



Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.



La coordinación de esta guía ha sido realizada por Leopoldo Rojo Serrano. *Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.*

En la redacción y preparación de la presente publicación han intervenido los siguientes técnicos:

Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente: LEOPOLDO ROJO SERRANO

Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM): JOSÉ ANTONIO ALLOZA MILLÁN, SERGI GARCÍA BARREDA, TERESA GIMENO, M. JAIME BAEZA y V. RAMÓN VALLEJO CALZADA

Tecnologías y Servicios Agrarios, S.A. (TRAGSATEC, Grupo TRAGSA): ARACELI MARTÍNEZ RUIZ

Cita bibliográfica recomendada: Alloza J.A., Garcia S., Gimeno T., Baeza J., Vallejo V.R., Rojo L., Martínez A.; 2014. GUÍA TÉCNICA PARA LA GESTIÓN DE MONTES QUEMADOS. Protocolos de actuación para la restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 188 pp.”



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta:

Pº de la Infanta Isabel, 1
28014 Madrid
Teléfono: 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Diseño y Maquetación:

Akasa, S.L.

Impresión y Encuadernación:

Akasa, S.L.

Tienda virtual: www.magrama.es
e-mail: centropublicaciones@magrama.es

NIPO: 280-13-199-8

ISBN: 978-84-491-1324-6

Depósito Legal: M-36742-2013

Catálogo General de publicaciones oficiales:

<http://publicacionesoficiales.boe.es>

Datos técnicos: Formato: 17 x 24 cm. Caja de texto: 13,9x20,8 cm. Composición: una columna. Tipografía: The Sans 10,5 y 9,5 pt. Encuadernación: Rústica, cosido hilo. Papel: estucado mate reciclado 100% libre de cloro certificado FSC. Cubierta en cartulina gráfica de 300 grs, reciclado 100% libre de cloro certificado FSC más plastificado brillo 1 cara. Tintas: cuatricromía.

AGRADECIMIENTOS

Esta guía recoge la experiencia acumulada por un gran número de técnicos e investigadores. Destacan en este contexto las actividades de evaluación de incendios forestales en la Comunidad Valenciana realizadas por el CEAM durante más de 20 años, contando para ello con la colaboración y apoyo de la Consejería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. Esta guía no habría sido posible sin la existencia del acervo de conocimientos que se han generado durante ese proceso.

En la fase final la guía ha contado con los comentarios, sugerencias y aportaciones de técnicos con amplia experiencia en la restauración de zonas quemadas. Técnicos que participaron activamente en el taller organizado específicamente para analizar la aplicabilidad de esta guía al conjunto del territorio de clima mediterráneo español. Nuestro agradecimiento a todos ellos: Álvaro Hernández Jiménez (Dirección General de Gestión Forestal, Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. Gobierno de Aragón), Ángel Iglesias (Sección de Restauración de la Naturaleza, Servicio Territorial de Medio Ambiente. Ávila. Junta de Castilla y León), Carmen Saiz (Consejería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, Sección Forestal. Valencia), Emilio Pérez Aguilar (Servicio Provincial de Teruel, Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. Gobierno de Aragón), Eusebi Casanova (Serveis Territorials a les Terres de l'Ebre. Generalitat de Catalunya), Jaime Echevarría Chicoy (Dirección General de Protección de la Naturaleza. Servicio de Planificación del Medio Natural. Gobierno de Canarias), Javier Hermoso (Consejería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Sección Forestal, Valencia), José Ramón Guzmán Álvarez (Departamento de Restauración de Ecosistemas del Servicio de Restauración del Medio Natural. Junta de Andalucía), José Antonio García Abarca (Servicio de Medio Natural de Cuenca. Consejería de Agricultura Castilla La Mancha), Pedro Díaz Espinar y Rafael Calvo (TRAGSA). Igualmente Jesús de la Fuente Villar (Servicio Provincial de Pontevedra. Xunta de Galicia) ha aportado comentarios y sugerencias.

José Antonio Vega y el equipo de técnicos del Centro de Investigación Forestal de Lourizán perteneciente a la Consellería do Medio Rural e do Mar de la Xunta de Galicia, organizaron unas jornadas donde se intercambiaron experiencias y conocimientos de restauración de las zonas quemadas entre el ámbito atlántico y el mediterráneo. En las jornadas participaron: Teresa Fontúrbel y Cristina Fernández de CIF Lourizán; Tarsy Carballas, Montserrat Díaz Raviña, Serafín González Prieto y Ángela Martín del IIAG- CSIC; Agustín Merino, Mercedes Casal y Otilia Reyes de la Universidad de Santiago de Compostela; Elena Benito de la Universidad de Vigo; Agustín Blond de la Xunta de Galicia.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

| | Página |
|--|--------|
| INTRODUCCIÓN | 9 |
| ■ Justificación | 10 |
| ■ Marco conceptual | 12 |
| ■ Referencias | 15 |
| GUÍA TÉCNICA PARA LA EVALUACIÓN PRELIMINAR DEL IMPACTO ECOLÓGICO DE LOS INCENDIOS FORESTALES | 19 |
| ■ Introducción | 20 |
| ■ Necesidades cartográficas | 21 |
| ■ Criterios de aplicación | 24 |
| ■ Procedimiento de aplicación | 29 |
| ■ Ejemplo de aplicación | 31 |
| ■ Referencias | 37 |
| GUÍA TÉCNICA PARA LA EVALUACIÓN URGENTE DEL IMPACTO ECOLÓGICO DE LOS INCENDIOS FORESTALES. PROSPECCIÓN DE CAMPO Y RECOMENDACIONES | 39 |
| ■ Introducción | 40 |
| ■ Documentación | 42 |
| ■ Prospección de campo | 45 |
| ■ Ficha descriptiva del incendio | 48 |
| ■ Estadillos de campo | 54 |
| ■ Evaluación del impacto del incendio | 71 |
| ■ Recomendaciones | 78 |
| ■ Ejemplo de aplicación | 91 |
| ■ Referencias | 93 |
| GUÍA TÉCNICA PARA LA EVALUACIÓN A MEDIO PLAZO DE LOS INCENDIOS FORESTALES | 97 |
| ■ Introducción | 98 |
| ■ Prospección de campo | 99 |
| ■ Estadillos de campo | 99 |
| ■ Recomendaciones | 105 |
| ■ Ejemplo de aplicación | 107 |
| ■ Referencias | 107 |
| LA EVALUACIÓN A LARGO PLAZO EN ZONAS QUEMADAS | 109 |
| ■ Introducción | 110 |
| ■ Metodologías | 110 |
| ■ Recomendaciones | 114 |
| ■ Ejemplo de aplicación | 115 |
| ■ Referencias | 120 |

| ANEJOS | |
|---|-----|
| ■ Anejo I: Aplicación del protocolo de evaluación al incendio de Vall d'Albaida de 2010 | 123 |
| ■ Anejo II: Asignación de estrategias reproductivas a las especies y formaciones forestales consideradas en el mapa forestal 1:25.000 | 159 |
| ■ Anejo III. Actuaciones de emergencia para el control de la erosión en laderas | 167 |

INTRODUCCIÓN

■ JUSTIFICACIÓN

España es el país europeo con mayor riesgo de desertificación. El Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND; 2008), elaborado en cumplimiento de la Convención de las Naciones Unidas de lucha contra la Desertificación (CNULD; 1994), señala a los incendios forestales como una de las causas más importantes de desertificación en el ámbito mediterráneo al que pertenece nuestro país. Los incendios constituyen un mecanismo de desertificación intenso y socialmente traumático ya que en pocos minutos pueden convertir un hermoso paraje de alto valor natural en un paisaje desolado, de aspecto desértico.



Figura I-1. Los efectos de los incendios forestales pueden desencadenar nuevos procesos erosivos, pero también pueden acelerar procesos desarrollados con anterioridad (e independientemente) del incendio.

Afortunadamente, la vegetación mediterránea presenta una gran adaptación y resiliencia¹ al fuego, aunque ello no siempre es suficiente para su adecuada regeneración después de un incendio por lo que, en ocasiones, es necesario intervenir con acciones que aseguren la restauración del monte quemado. Necesidad que queda reflejada en el Artículo 50 (Capítulo 3) de la Ley de Montes², el cual indica la obligatoriedad de garantizar las condiciones para la restauración de la vegetación de los terrenos forestales incendiados.

¹ Resiliencia: La capacidad de un sistema de volver a su estado original después de sufrir estrés. Resistencia: La inercia de un ecosistema frente a un cambio. (Tomado de *The DELFI Vocabulary of Forest Fire Terms*).

² Ley de Montes 2003. Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes <http://www.boe.es/boe/dias/2003/11/22/pdfs/A41422-41442.pdf>. Ley 10/2006, de 28 de abril, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes: <http://www.boe.es/boe/dias/2006/04/29/pdfs/A16830-16839.pdf>

Esta guía va dirigida a los profesionales con responsabilidades en la gestión de las áreas forestales incendiadas. Tiene como objetivo servir de apoyo a la toma de decisiones técnicas conducentes a la evaluación, seguimiento y restauración de los montes afectados. Con ese objetivo, la guía pretende ser una herramienta de referencia, rigurosa, flexible y operativa, para priorizar las actividades de restauración en función de los daños, su trascendencia y urgencia. Todo ello dentro del principio de economía de los recursos y máximo aprovechamiento de las capacidades de regeneración natural de cada predio, en cada situación y rodal. Además, esta guía pretende sentar las bases para el establecimiento de un sistema integrado de toma de decisiones en la evaluación y seguimiento del impacto de los incendios forestales y de las actuaciones de restauración, que finalmente podría llevar al establecimiento de normativas técnicas.

Para su elaboración, se han utilizado conocimientos, experiencias y proyectos (ver referencias) acumulados durante más de 20 años por técnicos y científicos, españoles principalmente pero también de otros países, en particular del ámbito mediterráneo, como puede comprobarse en la bibliografía específica que se aporta.

Los efectos ecológicos de los incendios dependen de una gran variedad de factores (régimen de incendios, vegetación afectada, topografía, historia de usos del suelo y meteorología post-incendio), variedad que dificulta la evaluación de los efectos de los incendios y la selección de técnicas de restauración eficaces para la diversidad del territorio español. Por otro lado, la gestión forestal necesita tomar decisiones rápidas sobre la necesidad, o no, de intervenir y sobre las técnicas más apropiadas en cada caso. Dichas actuaciones, a su vez, están condicionadas por nuestra capacidad para predecir la recuperación de los montes quemados y por los objetivos de gestión previstos (Vallejo et al, 2009; Moreira et al, 2012).

En los últimos años se han desarrollado nuevas iniciativas, estrategias y protocolos para la gestión de las zonas quemadas en el nivel regional (Vega et al, 2013a), nacional, por ejemplo las ponencias presentadas en el Wildland Fire Conference de 2007 (Vallejo et al 2007; Vega 2007; Copano 2007) u otras (FBS, 2008; Gimeno et al, 2009; Vallejo et al, 2009; de las Heras 2013), y en el ámbito internacional (Napper, 2006; Lutes, 2006; Pike y Ussery, 2006; Stella et al, 2007; ForFireS, 2008; Robichaud y Ashmun, 2012; Moreira et al, 2012; COST Action FP0701³). Sin embargo, estas iniciativas no se han concretado en el desarrollo de una herramienta de aplicación de uso generalizado en la gestión de las zonas quemadas en condiciones mediterráneas.

Para suplir parte de estas carencias, en el presente proyecto se han desarrollado procedimientos y recomendaciones de actuación para la mitigación de los impactos negativos de los incendios y la rehabilitación de las zonas quemadas. Los procedimientos tienen la suficiente flexibilidad como para poder ser aplicados en diferentes condiciones ambientales y de gestión.

La formulación de esta guía mantiene un marcado carácter aplicado, permitiendo su uso con diferentes niveles de resolución, tanto en función de los objetivos como de la información disponible. A modo de ejemplo, se presentan las metodologías descritas aplicadas a un incendio real (Ver Anejo I).

Si bien la presente guía está orientada a condiciones ambientales mediterráneas, el marco analítico que desarrolla es válido para las distintas regiones biogeográficas de España, requiriendo su utilización, como se verá más adelante, la adaptación a las condiciones

³ <http://uaeco.biol.uoa.gr/cost/>

propias de cada región. Las diferencias en el régimen de incendios, las condiciones de humedad con saturación del perfil edáfico, dominancia de especies rebrotadoras con un rápido recubrimiento del suelo y, en general, una mayor erosividad, son características distintivas de los ambientes forestales del norte español respecto las regiones mediterráneas. Estas características condicionan la ponderación de las variables a tener en cuenta en la evaluación del impacto y en los plazos más adecuados para la realización de las sucesivas evaluaciones y actuaciones sobre el terreno.

Para analizar la aplicabilidad de la Guía se organizó un taller de trabajo con presencia de técnicos de siete Comunidades Autónomas. La gran experiencia acumulada en restauración de zonas quemadas por parte de los técnicos presentes puso de manifiesto los problemas administrativos, técnicos, económicos y sociales de la restauración en todas las zonas geográficas representadas. A pesar de las diferencias regionales, se constató que las aproximaciones se realizan con una base técnica común, que queda reflejada en la Guía de manera sistematizada.

Fruto de las exposiciones y debates, surgió un consenso generalizado entre los asistentes sobre la utilidad de disponer de una Guía Técnica rigurosa, flexible y operativa que permita orientar las actuaciones de restauración, justificar a la sociedad los trabajos realizados y así evitar polémicas innecesarias y establecer prioridades en las actuaciones, en el contexto habitual de insuficiencia presupuestaria.

En torno a las limitaciones económicas, el grupo de trabajo también constató la dificultad de financiar la restauración de incendios de pequeño tamaño (no mediáticos), la restauración a medio-largo plazo (más allá de los presupuestos iniciales contemplados en los decretos con medidas urgentes) y los seguimientos de los resultados de las actuaciones.

■ MARCO CONCEPTUAL

Las actuaciones de restauración forestal de zonas incendiadas deben planificarse atendiendo al impacto ecológico originado por el incendio y a los objetivos de gestión forestal (Vallejo et al, 2009; Moreira et al 2012). El análisis y valoración de estos impactos (y de los riesgos asociados) puede plantearse desde diferentes aproximaciones técnicas, espaciales y temporales. Para ello se requiere un marco estandarizado de planificación y unos objetivos definidos previamente (Figura I-2).



Figura I-2. La propuesta pretende estandarizar los procedimientos necesarios para limitar el impacto de los incendios. Los procedimientos deben iniciarse con una clara definición de los objetivos previstos con la restauración.

La planificación forestal requiere abordar con rapidez el análisis y estimación de los efectos de los incendios sobre los ecosistemas forestales y, eventualmente, poner en marcha actuaciones de mitigación y rehabilitación/restauración⁴. Para que esta respuesta sea eficaz, el gestor forestal necesita disponer, en el mínimo tiempo posible, del máximo de información sobre el medio afectado y las características del incendio. A partir del análisis e interpretación de esta información han de surgir las alternativas de restauración más apropiadas para cada situación con riesgo de degradación.

La formulación y selección de las alternativas de restauración de zonas quemadas puede emular un proceso de gestión adaptativa. Este proceso se puede plantear en diferentes fases temporales, hasta lograr una restauración global de la zona afectada. Los procedimientos o técnicas a implementar constarán de un diagnóstico del ecosistema afectado, selección de alternativas de actuación acordes con el diagnóstico, control de calidad, seguimiento y evaluación de las actuaciones (Figura I-3):

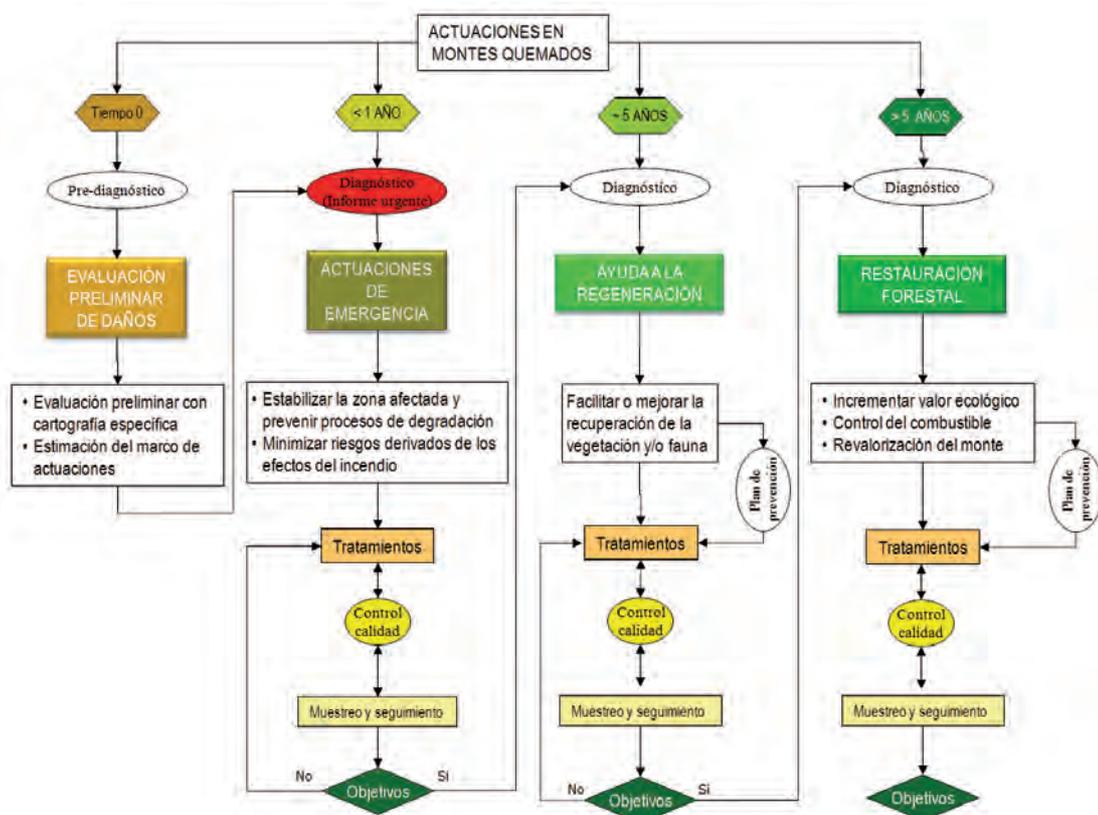


Figura I-3. Marco conceptual para la restauración de montes quemados con las sucesivas fases de actuación.

1.- Evaluación preliminar de impactos. La primera aproximación a la evaluación del impacto ecológico de un incendio puede obtenerse a partir de información cartográfica

⁴ En el ámbito de la restauración ecológica, con frecuencia se distingue entre restauración y rehabilitación (Vallejo, 1999). Restauración se refiere a la recuperación del ecosistema original, previo a la perturbación (se puede asimilar a la vegetación potencial). Rehabilitación se refiere a intentar recuperar un ecosistema funcionalmente equivalente al original, aunque con una composición específica diferente. Este sería el caso típico de la recuperación de pinares dentro del dominio del encinar, por ejemplo. En la práctica de la restauración post-incendio, ambas opciones pueden ser aceptables, según los objetivos de gestión y las condiciones del monte afectado por lo que en adelante, para simplificar, se va a utilizar el término restauración para ambos casos.

a escala de planificación (por ejemplo, escala 1:50.000). La cartografía puede aportar una primera y rápida aproximación a la magnitud de los impactos de un incendio (pre-diagnóstico) y, atendiendo a éstos, acotar el rango de actuaciones necesarias para paliarlos. Además, esta evaluación puede tener interés para ofrecer una información consistente sobre el impacto del incendio a muy corto plazo, cuando hay más demanda por parte de los medios de comunicación.

2.- Actuaciones de emergencia. La información cartográfica (pre-diagnóstico) contrastada con visitas de campo a las zonas quemadas permite identificar sobre el terreno los impactos del fuego. La toma de datos y evaluación posterior se realiza de forma normalizada, partiendo de un protocolo específico. En esta fase se identifican las zonas más vulnerables y se proponen, en caso necesario, las actuaciones más urgentes para estabilizar la zona afectada y prevenir riesgos.

3.- Ayuda a la regeneración. Superada la primera fase de prevención de riesgos, el objetivo de la gestión se centra en asegurar la recuperación de la cobertura vegetal y de las especies dominantes.

A corto plazo, en base a muestreos de seguimiento realizados para contrastar la eficacia de las actuaciones de urgencia, se puede disponer de información para efectuar un diagnóstico sobre el grado de recuperación de la vegetación, tanto en cobertura como en composición. Dicho diagnóstico permitirá evaluar la capacidad de resiliencia y la calidad forestal del monte. Si este diagnóstico detecta que es necesario aumentar la resiliencia, se procederá a diseñar actuaciones de repoblación; en otros casos, las técnicas necesarias consistirán en clareos selectivos para reducir la competencia intraespecífica (ayuda a la regeneración) y reducir la carga de combustible.

4.- Restauración forestal a medio y largo plazo. El objetivo se centra en dirigir el ecosistema hacia formaciones maduras autosostenibles, cuya composición permita la revalorización del monte. En esta fase, el diagnóstico deberá reflejar el estado evolutivo en el cual se encuentra el ecosistema y el grado de acumulación de combustible. Las actuaciones a realizar estarán encaminadas a aumentar la madurez del bosque, su valor paisajístico y económico, y a reducir el riesgo de incendios mediante el control del combustible acumulado, considerando en todo el proceso las posibles implicaciones de las proyecciones de cambio climático.

En esta guía se describen metodologías y criterios para la toma de decisiones en la evaluación del impacto de los incendios. Los procedimientos y criterios que se aportan constituyen recomendaciones o pautas que los técnicos encargados de su aplicación pueden aplicar con distinto grado de resolución y, sobre todo, se pueden adaptar a las condiciones socioeconómicas, ambientales y técnicas de cada lugar. Flexibilidad que, siendo necesaria para permitir el mejor uso que puedan aportar los técnicos con sus propias experiencias, no impide que las actuaciones puedan desarrollarse bajo unas pautas normalizadas para el diagnóstico y análisis de posibles alternativas.



Figura I-4. La restauración de las zonas quemadas deberá planificarse atendiendo al impacto del incendio y a la capacidad de respuesta del ecosistema afectado.

■ REFERENCIAS

CNULCD, 1994. Convención de las Naciones Unidas para la Lucha Contra La Desertificación. <http://www.unccd.int/Lists/SiteDocumentLibrary/conventionText/conv-spa.pdf>

Copano C. 2007. Restauración de zonas quemadas. In: 4th International Wildland Fire Conference was held in, Spain, 14-17 May 2007.

Gimeno T., Pausas J. Vallejo V.R. 2009. Protocolo para la evaluación del impacto ecológico de los incendios forestales. Actas 5º Congreso forestal nacional. Ávila.

De las Heras, J. 2013. ¿Qué hacer después del fuego? Principales retos y algunas respuestas. 6º Congreso forestal español. Vitoria-Gasteiz.

FBS, 2008. Criterios de Restauración de Zonas Incendiadas. Manuales de Desarrollo Sostenible. Fundación Banco Santander.

ForFires 2008. Development of a simple and efficient method for field assessment of fire severity (ForFireS) Contract Number 382167 FISC. Final Report. Inventaire forestier national.

Lutes D. 2006. FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System. United States Department of Agriculture, Forest Service. Rocky Mountain Research Station. General Technical Report RMRS-GTR-164.

Moreira F., Arianoutsou M., Vallejo R., Corona P., de las Heras J. (ed). 2012. Post Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Ed. Springer Managing Forest Ecosystems Vol. 24. 327 pp.

Napper C. 2006. Burned Area Emergency Response Treatments Catalog. USDA Forest Service San Dimas Technology y Development Center.

PANCD 2008. Programa de Acción Nacional Contra la Desertificación. http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/desertificacion-y-restauracion-forestal/lucha-contra-la-desertificacion/lch_pand_archivos.aspx

Pike, R.G. and J.G. Ussery. 2006. Key points to consider when pre-planning for post-wildfire rehabilitation. *forrex Forest Research Extension Partnership, Kamloops, B.C. forrex Series 19*. url: <http://www.forrex.org/publications/FORREXSeries/FS19.pdf>

Robichaud P.R., Ashmun L. E. 2012. Tools to aid post-wildfire assessment and erosion-mitigation treatment decisions. *International Journal of Wildland Fire* 22(1) 95-105. <http://dx.doi.org/10.1071/WF11162>

Stella L., Vega L., Ríos H., Arce C. 2007. Protocolo de restauración de coberturas vegetales afectadas por incendios forestales. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. República de Colombia. 64 pp.

USDI National Park Service. 2003. *Fire Monitoring Handbook*. Boise (ID): Fire Management Program Center, National Interagency Fire Center. 274p.

Vallejo V.R. 1999. Post-fire restoration in Mediterranean ecosystems. In: Eftichidis G., Balabanis P., Ghazi a. (eds). *Wildfire Mediterranean forest*. European Commission, Algosystemas. Athens.

Vallejo V.R., J.A. Alloza, P. Ara, M. J. Baeza, S. Bautista, C. Beseler, C. Bladé, F. Butler, E. Chirino, J. Cortina, R. Currás, B. Duguay, D. Fuentes, T. Gimeno, E. González, J. Llovet, A. Marzo, J.G. Pausas, S. Pérez, E. Pérez-Laorga, S. Reyna, I. Serrasolses, J. Suárez, A. Valdecantos, A. Vilagrosa, L. Velasco. 2007. Restauración de montes quemados en condiciones mediterráneas. In: 4th International Wildland Fire Conference was held in Sevilla, Spain, 14-17 May 2007.

Vallejo V. R., Serrasolses I., Alloza J. A., Baeza M. J., Blade C., Chirino E., Duguay B., Fuentes D., Pausas J. 2009. Long-term restoration strategies and techniques. In: *Fire effects on soils and restoration strategies*. Cerdá, A. and Robichaud, P. R., eds. Oxford, UK: Science, 373–398.

Vallejo V.R., Arianoutsou M., Moreira F. 2012. Fire Ecology and Post-Fire Restoration Approaches in Southern European Forest Types. In: *Post Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. Moreira F., Arianoutsou M., de las Heras J., and Corona P., Ed. Springer Managing Forest Ecosystems Vol. 24. pp 93-119.

Vega, J.A. 2007. Bases ecológicas para la restauración preventiva de zonas quemadas. In 4th International Wildland Fire Conference was held in Sevilla, Spain, 14-17. Vega, J.A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Arellano, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, M.T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A., Benito, E. 2013. Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia. Xunta de Galicia. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) 139 pp. Santiago de Compostela.

Relación de los principales proyectos de investigación en los cuales, desde 1991, se han contrastado técnicas y experiencias desarrolladas en la guía:

- Forest fires under climate, social and economic changes in Europe, the Mediterranean and other fire-affected areas of the world (FUME); Comisión Europea, 2010-2013.
- Prevention and Restoration Actions to Combat Desertification. An Integrated Assessment (PRACTICE); Comisión Europea, 2009-2012.

- Post-Fire Forest Management in Southern Europe (COST-FP0701); European Science Foundation, 2008-2012.
- Climate change and impact research: The Mediterranean Environment (CIRCE). Comisión Europea, 2007-2010.
- Euro-Mediterranean Wildland Fire Laboratory (EUFIRELAB); Comisión Europea, 2003-2006.
- Restoration actions to combat desertification in the northern Mediterranean (REACTION); Comisión Europea, 2003-2005.
- Forest fire spread prevention and mitigation (SPREAD); Comisión Europea, 2002-2004.
- Geomatics in the assessment and sustainable management of Mediterranean rangelands (GEORANGE); Comisión Europea, 2001-2003.
- Restoration of degraded ecosystems in Mediterranean Regions (REDMED); Comisión Europea, 1998-2001.
- Land use change interactions with fire in Mediterranean landscapes (LUCIFER). Comisión Europea, 1996-2000.
- Reclamation of mediterranean ecosystems affected by wildfires (REMECOS); Comisión Europea, 1994-1995.
- Multidisciplinary Research Consortium on Gradual and Abrupt Climate Changes and their Impacts on the Environment (GRACCIE). Plan Nacional de I+D+i CONSOLIDER INGENIO 2010, 2007-2012.
- Vulnerabilidad de la Cuenca Mediterránea al Cambio Global. Estrategias de respuesta: Adaptación, Mitigación y Restauración (FEEDBACKS); Plan Valenciano de I+D+i PROMETEO, 2009-2013.
- Plan de restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana (Generalitat Valenciana). 1991-2003.

**GUIA TÉCNICA
PARA LA EVALUACIÓN PRELIMINAR
DEL IMPACTO ECOLÓGICO
DE LOS INCENDIOS FORESTALES**

■ INTRODUCCIÓN

Esta metodología se ha diseñado como una herramienta de apoyo en la planificación forestal. Pretende aportar, de forma rápida y sencilla y partiendo de la mejor base cartográfica disponible, una primera aproximación a la evaluación de la capacidad de regeneración de la vegetación forestal después de un incendio. Su aplicación permitirá identificar las áreas potencialmente más vulnerables frente a los incendios forestales, aspectos que tienen una notable aplicación en la planificación y gestión forestal. La identificación y localización espacial de estas zonas permitiría concentrar los esfuerzos de prevención y, caso de producirse un incendio, las tareas de evaluación del riesgo de degradación.

Para cubrir la demanda de sistemas de información aplicables en el análisis, planificación y control de los recursos forestales, la Fundación CEAM ha desarrollado una metodología de evaluación previa del impacto del incendio, con base cartográfica y criterios ecológicos (Alloza y Vallejo, 2005; Alloza et al 2006; Alloza y Vallejo 2006; Duguy et al 2012). La metodología evalúa la regeneración de la vegetación en base al potencial o capacidad intrínseca de recuperación (autosucesión) de las comunidades vegetales afectadas y a la velocidad de regeneración o tiempo necesario para recuperar una cobertura vegetal protectora del suelo. Junto al potencial de regeneración de la vegetación se consideran los riesgos ambientales, estimados con la información que aporta la cartografía de riesgo de erosión del suelo (Figura II-1).

En el marco de esta guía, la metodología de evaluación ha sido revisada, actualizada y, sobre todo, adaptada a las nuevas cartografías disponibles para su aplicación en un formato protocolizado.

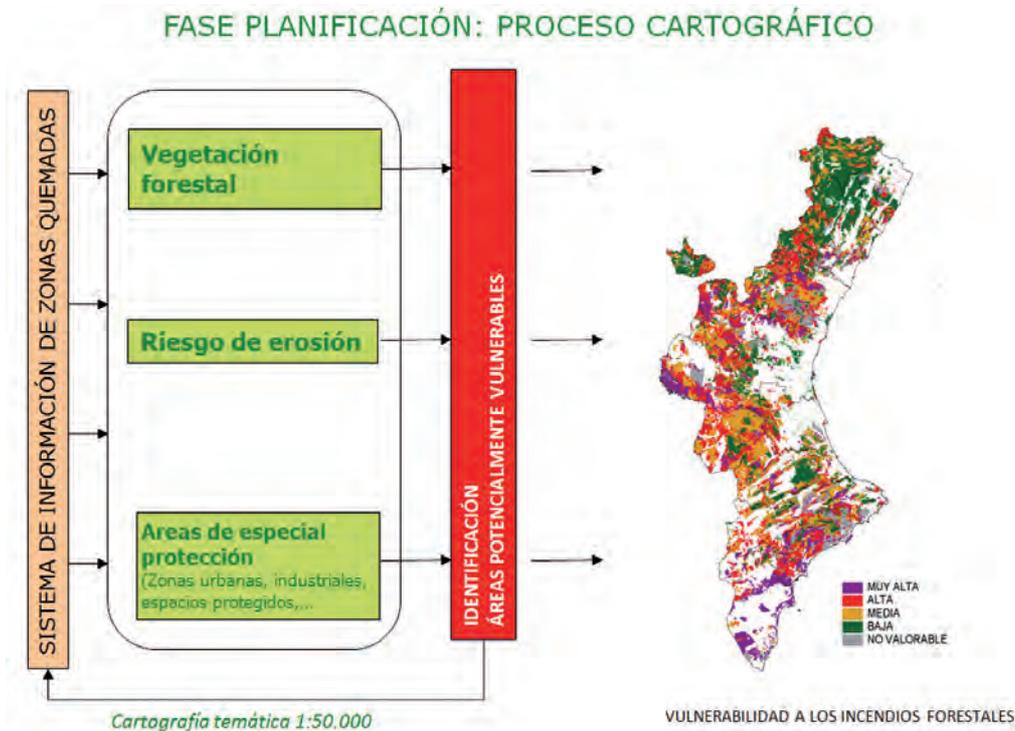


Figura II-1. Esquema del proceso cartográfico desarrollado para la evaluación preliminar del impacto ecológico de los incendios con el ejemplo de la Comunidad Valenciana.

■ NECESIDADES CARTOGRÁFICAS

La guía está orientada para su aplicación con la cartografía temática más actual. Concretamente, los criterios y asignaciones que se proponen están basados en la información disponible en la cartografía digital del Mapa Forestal de España (MFE) y de la cartografía sobre erosión (Inventario Nacional de Erosión de Suelos -INES- y Mapa de Estados Erosivos -MEE-). En cualquier caso, la metodología es suficientemente flexible como para incorporar nuevos criterios o asignaciones y permite su adaptación a la cartografía disponible en cada caso y a posibles actualizaciones.

Vegetación

En la cartografía temática digital, hay una carencia de información actualizada sobre la composición del matorral, carencia que ha limitado el desarrollo de metodologías de evaluación del impacto originado por los incendios en la vegetación forestal. Pese a que los matorrales ocupan en España más de 18 millones de hectáreas (San Miguel et al, 2008), en la mayoría de las cartografías temáticas actuales los matorrales están caracterizados de forma genérica con el término “*Matorral*”, sin aportar información sobre la composición u otros atributos.

Hasta fechas recientes, la única excepción la aportaba el Mapa Forestal de España a escala 1:200.000 (Ruiz de La Torre, 1990), (en adelante MFE200). La versión digital está disponible a escala 1:50.000 y en ella se indica la talla y composición específica de las teselas ocupadas por matorral (Tabla III-1). Pese a su antigüedad (los trabajos de campo se iniciaron en 1986) constituye un referente para conocer la distribución de la vegetación forestal española.

Tabla II-1. Estructura y contenidos de la versión digital del mapa forestal de España. Escala 1:200.000 (MFE200). http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe200_descargas.aspx.

| ALIAS | DEFINICION |
|---|---|
| Nº tesela | Código numérico interno |
| Tipo de clima | El tipo bioclimático estructural es indicativo de tipo de clima en correspondencia con los grandes grupos de estructuras de la vegetación madura, diferenciados por su adaptación y/o indicación a mayor o menor humedad/sequía, frío/calor y altitudes elevadas/zonas bajas. Esto, en lo referente a los tipos zonales. Los intrazonales se caracterizan porque la vegetación está condicionada por otros factores ajenos al clima. Hay 19 tipos diferentes posibles en el MFE200: 6 zonales en Península y Baleares, 5 zonales en Canarias y 8 intrazonales. |
| Nivel evolutivo | Sirve para la calificación de la posición relativa de un tipo de cubierta real entre el desierto completo y una situación teórica estable de máxima adaptación a las condiciones del medio, máximo aprovechamiento de la potencialidad natural y máxima estabilidad por adaptación de los componentes a la convivencia. |
| Nombre de especie | Nombre de especie o formación. Se consideran cuatro posibles formaciones dominantes (X = 1 a 4). Para cada una se refiere la composición, distribución y modo de presencia de la cubierta vegetal |
| Cubierta de la especie del rótulo | Indica la cubierta en décimas de las especies arbóreas del rótulo reseñada en el ROTULOX correspondiente. |
| Modo de presencia | Refleja las distintas formas en las que puede aparecer agrupada la vegetación arbórea reseñada en el campo ROTULOX correspondiente |
| Modo de presencia | Indica, si es de repoblación, el tipo de integración en el medio de la especie reseñada en el ROTULOX correspondiente. |
| Distribución especies | Indica el tipo de distribución o evolución de las especies y/o agrupaciones reseñada en el campo ROTULOX correspondiente. |
| Estructura actual | Indica el tipo de estructura actual de la vegetación reflejado por un sistema de sobrecargas que puede indicar: 1-Las estructuras cormóticas leñosas o herbáceas de las especies o grupos de especies dominantes y las tallas de los estratos o grupos dominantes más elevados. 2-Tipos especiales de distribución de especies arbóreas. 3-Tipos especiales de sustrato sustentando una cubierta de tasa inferior al 15% de la superficie de la tesela. Existe la posibilidad de que la tesela no lleve sobrecarga (vegetación con talla superior a 7 metros, zonas agrícolas sin inclusiones de árboles, etc.) |
| Subpiso | Se mencionan las tres especies mas representativas del subpiso de las cubiertas arbóreas o arbustivas |
| Cortejo | Se mencionan las tres especies del cortejo florístico o las especies que componen las cubiertas mixtas que caracterizan la tesela |
| Otras especies | Se mencionan las tres especies cuya presencia tiene el interés suficiente para justificar su mención |
| Inclusiones | Se mencionan tres especies de enclaves y rodales no representables a esta escala y por eso no están incluidos en la definición de tesela |
| Galerías y vaguadas | Se mencionan tres especies o agrupaciones presentes en galerías, vaguadas y barrancos que no son representables a esta escala |
| Especies notables | Se reseña la presencia de especies que, aún siendo escasa, es suficiente por significativa |
| Cubierta de la vegetación total | Indica la cubierta total de vegetación en porcentaje de la superficie de la tesela |
| Cubierta de las especies arbóreas presentes | Indica la cubierta global de especies arbóreas presentes en la tesela |

La nueva versión del mapa forestal a escala 1:25.000 (MFE25) también contiene información específica sobre el matorral: composición, fracción de cabida cubierta y altura (Figura II-2).

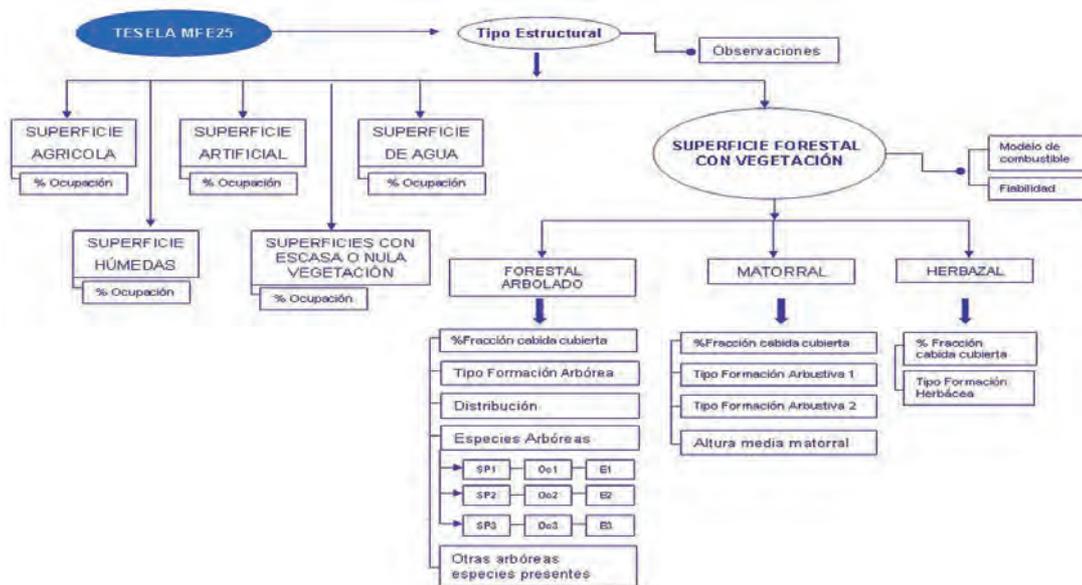


Figura II-2: Modelo conceptual del mapa forestal 1:25.000. Tomado de http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/mapa-forestal-de-espana/metodologia_mfe_25.aspx.

Tanto el MFE200 como el MFE25 están disponibles en el Banco de Datos de la Naturaleza (BDN) del MAGRAMA⁵.

Los criterios desarrollados en esta evaluación pueden aplicarse a ambas versiones del mapa forestal:

Con la versión 1:25.000 se requiere la siguiente información: número de polígono (atributo para relacionar la información espacial y temática); Fracción de cabida cubierta arbórea; formación arbolada; para cada una de las tres especies arbóreas principales: código de especie, ocupación y estado; fracción de cabida cubierta de matorral; formación arbustiva, segunda formación arbustiva; fracción de cabida cubierta herbácea; formación herbácea.

Con la versión 1:200.000: N° tesela; Nivel evolutivo; nombre de especie y cubierta de la especie del rotulo (para las cuatro especies principales); estructura actual; cubierta de la vegetación total; cubierta de las especies arbóreas presentes.

⁵ <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/default.aspx>

Erosión

La información cartográfica digital más completa sobre los procesos erosivos de los suelos españoles la constituye el Inventario Nacional de Erosión de Suelos⁶ (INES). Esta cartografía permite obtener información sobre el riesgo de erosión laminar y por regueros en base a la vegetación actual y la erosión potencial (sin tener en cuenta la cobertura vegetal), a una escala de trabajo 1:50.000. La cuantificación de la erosión se ha realizado por aplicación del modelo RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*), modelo ampliamente aplicado en la estimación de las pérdidas por erosión en suelos afectados por incendios forestales, aunque puede aportar valores sobreestimados (Fernández et al., 2010).

En cualquier caso, la información aportada por la cartografía de erosión potencial permite estimar una síntesis de la potencialidad conjunta de relieve, clima y suelos para que se desencadenen procesos erosivos. Lógicamente, el desarrollo de procesos erosivos estará muy supeditado a la precipitación (cuantía y distribución) que realmente tenga lugar después del incendio.

Alternativamente, en las zonas donde no está disponible esta cartografía, se puede acceder a cartografías locales o a la estimación de la erosión laminar y en regueros del Mapa de Estados Erosivos (MEE). Esta cartografía, realizada entre 1987-2002, está disponible para todas las grandes cuencas hidrográficas a escala 1:400.000. Al igual que en el caso de la cartografía del MFE, se encuentra disponible en el Banco de Datos de la Naturaleza (BDN) del MAGRAMA la cartografía temática digital del INES y del MEE.

■ CRITERIOS DE APLICACIÓN

En la metodología se asume, como criterio general y en términos de potencialidad, que después del fuego la vegetación forestal experimenta un proceso de autosucesión (Trabaud, 1994). Este principio general está condicionado por el régimen de incendios y la estrategia reproductiva de las especies afectadas. Para este último condicionante se propone una evaluación atendiendo a la *capacidad intrínseca de autosucesión* (capacidad de reproducirse después del incendio, atendiendo a su adaptación al fuego y su madurez reproductiva) y la *velocidad de regeneración* (tiempo de respuesta o tiempo necesario para cubrir el suelo). En términos generales se aplican, utilizando la cartografía disponible, los siguientes criterios (Figura II-3):

⁶ <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-nacional-de-erosion-de-suelos/default.aspx>



Figura II-3. Criterios utilizados en la evaluación cartográfica de la vulnerabilidad potencial frente a incendios forestales.

Capacidad intrínseca de autosucesión

Se proponen tres categorías cualitativas:

- **Buena:** Criterio general aplicado a todas las teselas ocupadas por matorral. También se asigna esta categoría a todas las teselas con arbolado en las cuales no haya pinos como especies arbóreas principales. En este último caso, se considera con buena capacidad de autosucesión las teselas que están ocupadas exclusivamente (como especie arbórea) por pino carrasco o pino negral⁷ si el estado de desarrollo es latizal o fustal (límite considerado para asegurar la capacidad reproductiva del arbolado).

- **Media:** Teselas cuya única especie arbórea es pino carrasco o negral en estado de desarrollo de monte bravo. Para ese estado no hay plena seguridad de que el arbolado haya alcanzado la madurez reproductiva para garantizar la regeneración de la masa.

- **Baja:** Resto de casos, en los cuales la única especie arbórea es pino. Estos casos se corresponden básicamente con teselas de pino carrasco o negral muy joven o teselas ocupadas por pino laricio, cuya regeneración después del fuego es problemática (Castellnou y Martínez, 2002), al igual que pino silvestre y pino piñonero (Retana et al 2012) y sabinares.

- **No valorable:** Teselas en las cuales, por falta de información, no se puede realizar la valoración.

⁷ La regeneración del pino negral (pino marítimo o rodano) está condicionada por la cantidad de piña serótina, que es muy variable de unas procedencias a otras (Gil et al, 2009; Fernández et al 2009).



Figura II-4. Pino laricio presenta una baja capacidad regenerativa después de los incendios (incapacidad de la semilla para sobrevivir a altas temperaturas, dispersión de semillas previa a la época de los incendios, vejería,...). Sin embargo, en estado adulto su gruesa corteza le permite adaptarse a incendios de superficie. En la imagen, rodal adulto de pino laricio afectado por un fuego de superficie (Sierra del Turmell, Castellón; Fule et al. 2008)

Velocidad de regeneración

La distinta estrategia reproductiva (germinadora o rebrotadora) de las especies vegetales, origina importantes diferencias en la rapidez de respuesta inmediatamente después del fuego (Vallejo y Alloza, 1998). La valoración para cada tesela se establece atendiendo al porcentaje de superficie ocupada por especies rebrotadoras, ya que éstas presentan un rápido recubrimiento del suelo poco después del incendio. Atendiendo a la información disponible en la cartografía, las categorías consideradas son:

- **Alta:** Presencia de especies rebrotadoras en un mínimo del 40% de la superficie de la tesela; se considera que la protección del suelo por la vegetación es efectiva a partir del 30-40% de recubrimiento (Thornes, 1995). Por tanto, con este requisito, con una rápida respuesta de la vegetación (presencia de rebrotadoras y umbral mínimo de recubrimiento del suelo respectivamente) se asegura una rápida protección frente a la erosión.
- **Media:** Presencia de rebrotadoras con cobertura del 40%-10% (o con un porcentaje no explícito) o con especies de estrategia mixta (rebrotadora/germinadora).
- **Baja:** Presencia de rebrotadoras con una cobertura menor del 10% o presencia exclusiva de especies germinadoras.
- **No valorable:** Teselas en las cuales la falta de información en el MFE impide la valoración.

Regeneración esperable

La capacidad intrínseca de autosucesión y la velocidad de regeneración se integran en una sola variable que resume la capacidad potencial de regeneración o la regeneración esperable. La integración se puede realizar por medio de una valoración cualitativa (Tabla II-2) para obtener una estimación de este potencial de regeneración a escala de planificación.

Tabla II-2. Integración de la información sobre la velocidad de regeneración y la capacidad intrínseca de autosucesión.

| | | VELOCIDAD DE REGENERACIÓN | | | |
|--------------------------------------|------------------------|---------------------------|--------------|-------------|------------------------|
| | | <i>Alta</i> | <i>Media</i> | <i>Baja</i> | <i>Sin información</i> |
| CAPACIDAD INTRÍNSECA DE AUTOSUCESIÓN | <i>Buena</i> | Buena | Media | Baja | No valorable |
| | <i>Media</i> | Buena | Media | Baja | |
| | <i>Nula</i> | Baja | Baja | Baja | |
| | <i>Sin información</i> | No valorable | | | |

Con los criterios anteriores se dispone de una primera aproximación para evaluar la regeneración esperable de la vegetación frente a los incendios forestales. Sin embargo, hay otros muchos factores que pueden condicionar la respuesta de la vegetación: características del incendio (intensidad/severidad, época, etc.), precipitación posterior al incendio, suelos de la zona afectada. Las características del incendio es un factor difícil de predecir, pero el efecto de los factores físicos puede quedar sintetizado en el riesgo de degradación del suelo que se puede derivar del riesgo de erosión.

Riesgo de degradación

La capacidad de regeneración estará condicionada por las características del medio físico. En este sentido, resulta de especial relevancia el riesgo de degradación por pérdida de suelo debido a la erosión. Para cuantificar este riesgo se propone reclasificar la cartografía de erosión potencial de suelos del INES en las siguientes categorías: riesgo bajo de 1 a 25 t/ha/año, riesgo medio de 25 a 50 t/ha/año, riesgo alto para valores de 50-100 t/ha/año y muy alto para >100 t/ha/año.

La estimación del riesgo de degradación puede quedar reforzada incorporando información climática específica, como puede ser la estimación de la intensidad del periodo seco (Alloza y Vallejo, 2006). No obstante, esta información no siempre está disponible.

Vulnerabilidad potencial

La integración de las cartografías con la información sobre la regeneración esperable y el riesgo de degradación (Tabla II-3) permiten identificar las zonas potencialmente más vulnerables frente a los incendios (zonas con menor capacidad de regeneración y un mayor riesgo de degradación del suelo).

Tabla II-3. Integración de la regeneración esperable y el riesgo de erosión para determinar la vulnerabilidad potencial frente a los incendios forestales.

| | | Erosión potencial (t/ha/año) | | | |
|--------------|-------|------------------------------|------------------|------------------|--------------------|
| | | Baja (≤25) | Media (25-50) | Alta (50-100) | Muy alta (>100) |
| Regeneración | Alta | Baja | Media | Alta | Alta |
| | Media | Media | Media | Alta | Muy Alta |
| | Baja | Alta | Alta | Muy Alta | Muy Alta |

La estimación de la vulnerabilidad potencial puede quedar matizada incorporando otros criterios (zonas urbanas, espacios protegidos, zonas de alto valor cultural, zonas próximas a los cauces en los que haya un mayor riesgo de transporte de sedimentos aguas abajo). La integración de esta información (mediante juicio de expertos que recoja las singularidades) permitirá obtener una cartografía en la cual se pueden identificar y delimitar las zonas potencialmente más vulnerables lo que, a su vez, permitirá concentrar futuras actuaciones de gestión (Figura II-5).

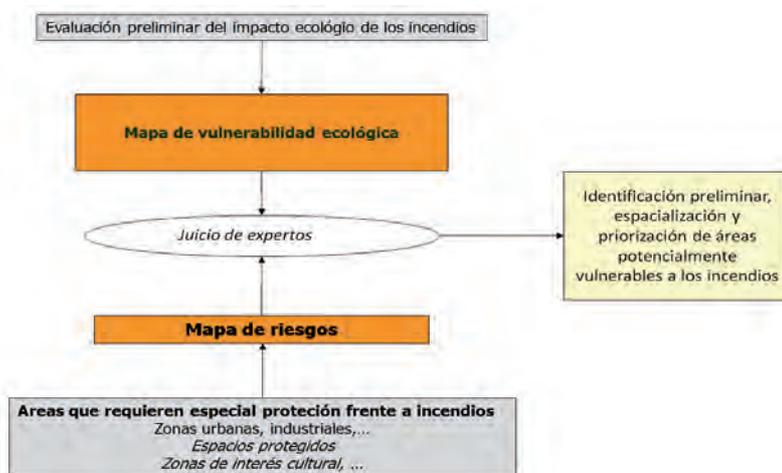


Figura II-5. Integración de criterios ecológicos y otros riesgos para identificar, a escala de planificación, las zonas más vulnerables a los incendios forestales.

Partiendo de una información cartográfica de calidad y en la medida en que también se pueda disponer de información cartográfica sobre la previsible severidad del fuego (evaluada en base a “incendios de diseño”; Castellnou et al, 2009), esta fase también puede ofrecer un diagnóstico de urgencia de los efectos del incendio, aunque siempre será necesaria la comprobación con trabajo de campo.

■ PROCEDIMIENTOS DE APLICACIÓN

En la guía hemos estandarizado un procedimiento de evaluación que utiliza la información cartográfica con la vegetación forestal más detallada y actualizada, en nuestro caso el Mapa Forestal de España a escala 1:25.000. En los criterios utilizados hemos buscado un equilibrio para garantizar el rigor en las predicciones con una aplicación sencilla y extensible a todas las hojas disponibles del mapa forestal. Al no estar concluidas todas las hojas a escala 1:25.000, también se incluyen unas referencias a la aplicación con la versión del Mapa Forestal 1:200.000.

Aplicación con el mapa forestal a escala 1:25.000

En la versión cartográfica, la información alfanumérica del Mapa Forestal está codificada. El fichero que relaciona la distribución espacial de las teselas con la información alfanumérica se incorpora a una base de datos para efectuar, de forma estandarizada, la aplicación de los criterios de evaluación. Los procedimientos a seguir son los siguientes (Figura II-6):

1.- Importación del fichero del mapa forestal con la información alfanumérica (fichero con formato dbf). Este fichero permitirá mantener las asignaciones temáticas y la distribución espacial o cartográfica.

2.- Para una correcta interpretación de la composición específica, tipo de formación, etc. se procede a la asignación de literales a los campos numéricos. Los literales utilizados son los descritos en los metadatos del Mapa Forestal (diccionario de datos).

3.- Para cada tesela se identifican las especies presentes (hasta tres especies arbóreas, hasta dos de formaciones de matorral y el estrato herbáceo). A cada una de las especies se les asigna su correspondiente estrategia reproductiva (la predominante o más característica en el caso de formaciones de matorral o herbazal).

Se ha realizado la asignación de la estrategia reproductiva para todas las especies consideradas en el mapa forestal. La información utilizada en las correspondientes asignaciones parte de recopilaciones en publicaciones (Pausas y Paula, 2005; Paula y Pausas, 2009) y experiencias y bases de datos propias. El Anejo 2 contiene la “Asignación de estrategias reproductivas dominantes en las especies y formaciones vegetales del mapa forestal 1:25.000.”

4.- Se obtiene el total de la fracción de cabida cubierta ocupada por especies rebrotadoras arbóreas, de matorral y herbazal. En las especies de arbolado también se considera y acumula la fracción de cabida cubierta ocupada por especies serótinas en estado de latizal o fustal (p.e. pino carrasco o pino negro). Finalmente se obtiene el porcentaje de

recubrimiento de especies rebrotadoras total y por estratos: arbolado (incluyendo especies serótinas con capacidad reproductiva), matorral y pastizal.

5.- La asignación de criterios para la evaluación se realiza atendiendo a la velocidad de regeneración y la capacidad de autosucesión:

a.- Velocidad de regeneración: si la F.C.C. de especies rebrotadoras total es $\geq 40\%$, se asigna una buena velocidad de regeneración; la capacidad se considera media si la F.C.C. de rebrotadoras está comprendida entre el 10-40% y baja con presencia de rebrotadoras por debajo del 10%.

b.- Capacidad de autosucesión. En función del tipo de formación vegetal. Se asigna una alta capacidad de autosucesión a las teselas ocupadas con formaciones de herbazal, matorral o arbolado con especies rebrotadoras o serótinas adultas. Por el contrario, se asigna baja capacidad a las teselas ocupadas por pino laricio y a las teselas pobladas con pinares muy jóvenes de carrasco o negral.

6.- Recodificación del mapa de estados erosivos. Se realiza una recodificación de las categorías de erosión según los intervalos de erosión potencial descritos anteriormente.

7.- Superposición, asignación de criterios y obtención de mapas: procedimientos SIG aplicando los criterios de las Tablas II-2 y II-3 (Figura II-6).

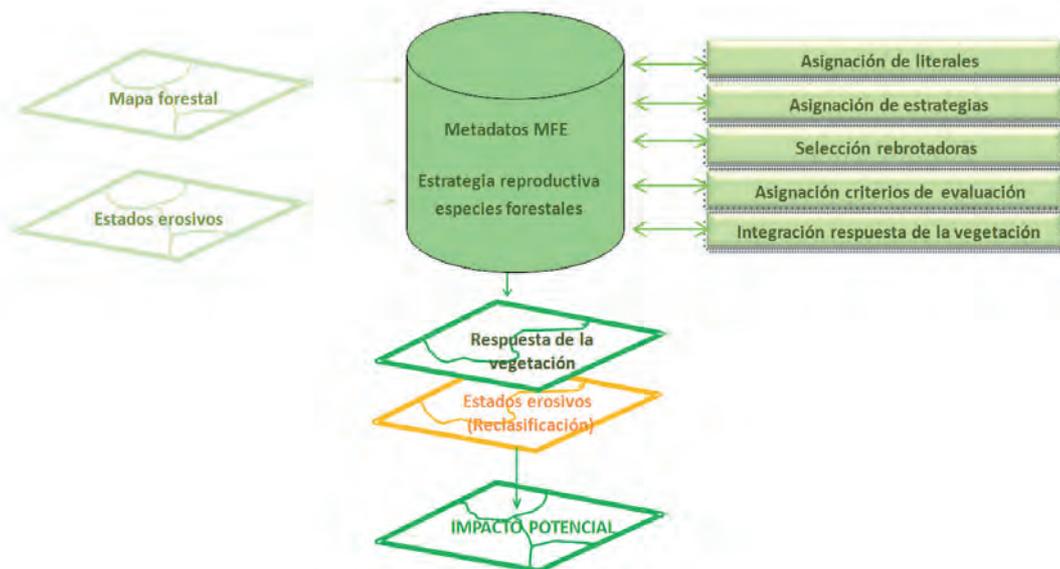


Figura II-6. La información cartográfica, mapa forestal y cartografía de erosión de suelos, se procesa en un entorno SIG donde se realizan las asignaciones de estrategias reproductivas (se calcula la fracción de cabida cubierta total de rebrotadoras), las reclasificaciones y superposiciones.

Aplicación con el mapa forestal a escala 1:200.000

El procedimiento es muy similar al descrito anteriormente. Al igual que en la versión 1:25.000, se requiere un proceso previo de asignación de literales (a partir de los metadatos oficiales) y de estrategias reproductivas a las especies presentes en cada tesela.

En la asignación de las estrategias reproductivas se consideran las cuatro especies principales que, como máximo, contiene cada tesela del mapa. Aunque la cartografía tiene otros campos relacionados con la presencia de especies (especies acompañantes, singulares, de galería,...), estos campos no siempre contienen información y su relevancia espacial es escasa.

Otro aspecto característico de esta versión está relacionado con la edad de las masas de pinar. Con la información disponible únicamente se puede realizar una aproximación a la edad en función de la altura. Así, atendiendo a los intervalos de altura considerados en la cartografía, se considera que las masas de pinar presentan una completa madurez reproductiva si sobrepasan los 3 m, intermedia si su altura está comprendida entre 3 y 1,5 m y nula capacidad (no hay plena seguridad de que el arbolado haya alcanzado la madurez reproductiva) si es inferior a 1,5 m. Los criterios de evaluación e integración son idénticos a los descritos anteriormente.

■ EJEMPLO DE APLICACIÓN

Se incluyen tres ejemplos de aplicación: en Galicia y Murcia utilizando el Mapa Forestal de España 1:25.000 (MFE25) y en la Comunidad Valenciana con el Mapa Forestal de España 1:200.000 (MFE200). En el Anejo I se muestra un ejemplo de aplicación en la evaluación de una zona quemada.

Mapa Forestal de España 1:25.000 (MFE25)

La aplicación de la metodología se ha realizado en dos zonas geográficas claramente contrastadas: Galicia y Murcia⁸. Los principales resultados obtenidos con la aplicación de la metodología se indican en las Figuras II-7 y 10 y en las Tablas II-4 y 6.

Tabla II-4. Porcentaje de las categorías cualitativas de capacidad de regeneración en la superficie forestal de Murcia y Galicia.

| Capacidad de regeneración | %Murcia | %Galicia |
|---------------------------|---------|----------|
| ALTA | 53,2 | 83,6 |
| MEDIA | 17,4 | 2,1 |
| BAJA | 29,5 | 14,3 |

En Galicia la superficie forestal está dominada por especies rebrotadoras, lo que permite estimar una adecuada capacidad de regeneración en más del 80% de la superficie. Por el contrario en Murcia, con una mayor presencia de germinadoras y pinares jóvenes, el potencial de regeneración es inferior.

⁸ La cartografía del mapa forestal 1:25.000 de Galicia y Murcia, así como la correspondiente cartografía del Inventario Nacional de Erosión de Suelos ha sido facilitada por el Área de Banco de Datos de la Naturaleza (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente)

Tabla II-5. Porcentaje de las categorías de riesgo de erosión potencial en la superficie forestal de Murcia y Galicia.

| Categoría (t ha/año) | % Murcia | % Galicia |
|----------------------|----------|-----------|
| <= 25 | 8,8 | 7,5 |
| 25-50 | 6,9 | 6,9 |
| 50-100 | 12,5 | 10,5 |
| >100 | 71,8 | 75,2 |

Según la cartografía del Inventario Nacional de Erosión de Suelos, tanto en Murcia como en Galicia, en la superficie forestal dominan las zonas con un riesgo de erosión potencial alto o muy alto (Tabla II-5 y Figura II-7). En ambos casos más del 70% de la superficie forestal presenta un riesgo alto o muy alto (con riesgo de pérdidas de suelo superiores a los 200 t ha/año).

Con la metodología propuesta, la vulnerabilidad potencial a los incendios se obtiene con la integración de la cartografía de erosión potencial y el potencial de regeneración. Los resultados indican que en ambos casos dominan los valores altos o muy altos de vulnerabilidad potencial al fuego, aunque los valores extremos (muy alta vulnerabilidad) predominan en Murcia (Tabla II-6; Figura II-10).

Tabla II-6. Distribución de las categorías de vulnerabilidad potencial a los incendios en la superficie forestal de Murcia y Galicia.

| | %Murcia | %Galicia |
|--------------|---------|----------|
| Baja | 3,9 | 5,5 |
| Media | 6,1 | 7,9 |
| Alta | 53,0 | 74,4 |
| Muy alta | 36,3 | 11,5 |
| No evaluable | 0,7 | 0,7 |

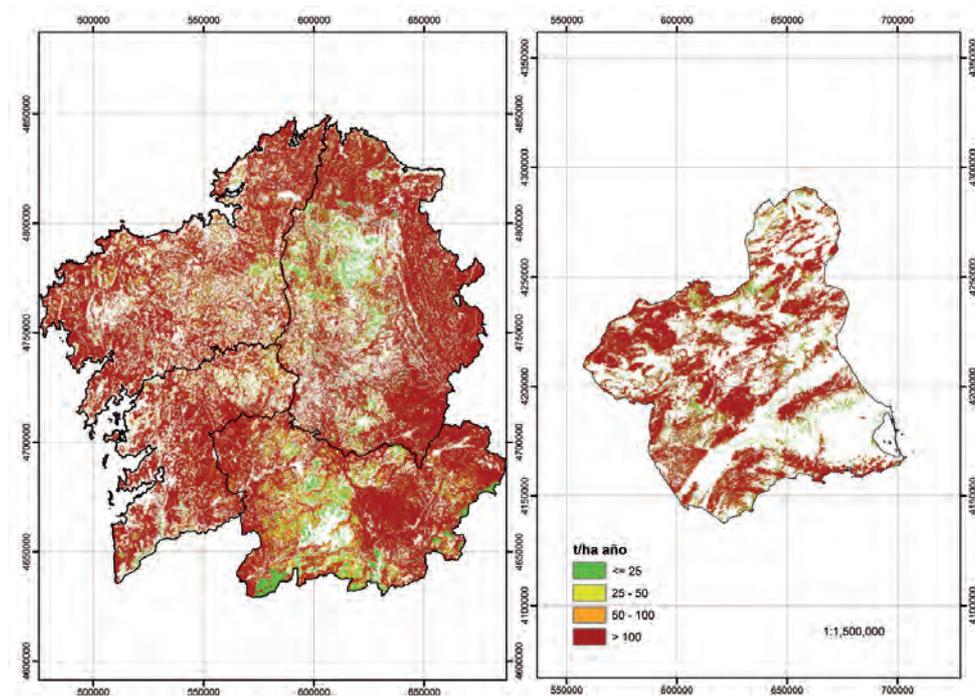


Figura II-7. Distribución de las categorías de erosión potencial en las teselas forestales de Galicia y Murcia. Leyenda: Verde: menor de 25 t/ha*año (Toneladas/hectárea año). Amarillo: 25-50 tn/ha*a. Naranja: 50-100 tn/ha*a. Rojo: mayor de 100 tn/ha*a.

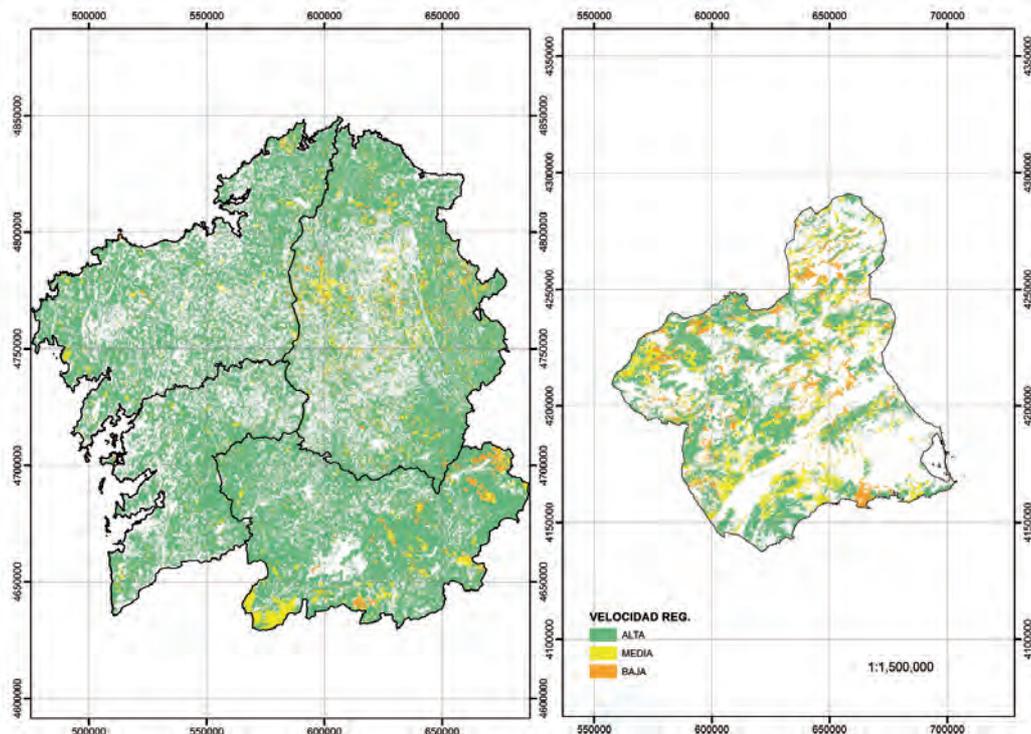


Figura II-8. Distribución de las categorías de velocidad de regeneración asignadas a las teselas forestales de Galicia y Murcia. Leyenda: Verde: alta. Amarillo: media. Naranja: baja.

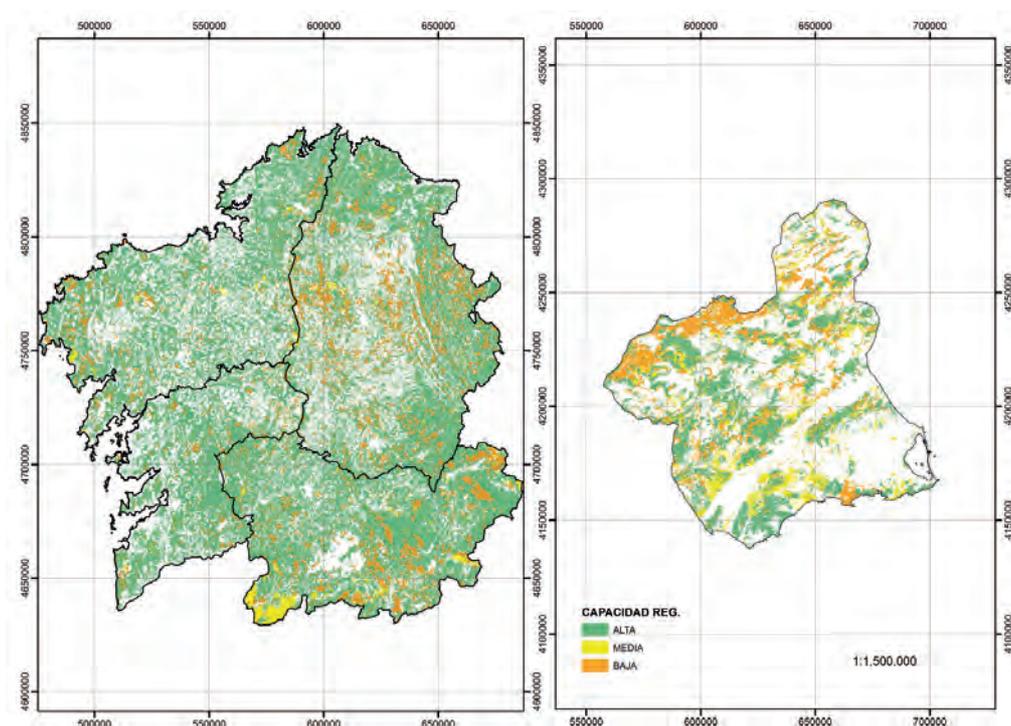


Figura II-9. Distribución de las categorías de capacidad intrínseca de auto-sucesión (capacidad de regeneración) asignadas a las teselas forestales de Galicia y Murcia. Leyenda: Verde: alta. Amarillo: media. Naranja: baja.

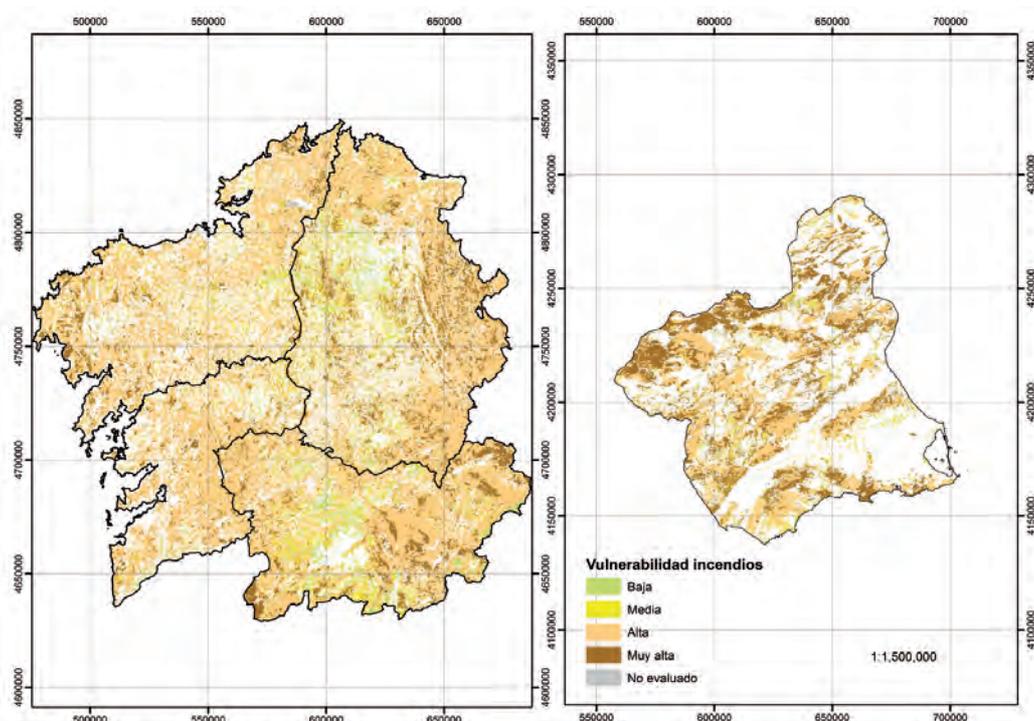


Figura II-10. Distribución de las categorías de vulnerabilidad potencial a los incendios de la superficie forestal de Galicia y Murcia. Leyenda: Verde: baja. Amarillo: media. Ocre claro: alta. Marrón: Muy alta. Gris: no evaluable.

Mapa Forestal de España 1:200.000 (MFE200)

Como se ha indicado, la cartografía del Mapa Forestal de España 1:25.000 (MFE25) y el Inventario Nacional de Erosión de Suelos no están disponibles para todas las regiones, motivo por el cual se expone un ejemplo de aplicación de la metodología con la cartografía del Mapa Forestal de España 1:200.000 (MFE200), en este caso aplicada a la superficie forestal de la Comunidad Valenciana.

Con la cartografía digital de la versión de Mapa Forestal 1:200.000, la evaluación se realiza con la información aportada por los campos de sobrecarga, talla y especie principal (hasta cuatro especies por tesela).

Los resultados indican que la superficie forestal de la Comunidad Valenciana presenta un elevado potencial de autosucesión (capacidad intrínseca de autosucesión; Figura II-11), lo cual implica que un incendio no originaría una variación significativa en la composición de la comunidad vegetal afectada⁹. En cuanto a la velocidad de regeneración, en más del 70% de la superficie forestal la respuesta de la vegetación frente a un incendio forestal cabe esperar que sea rápida y, por tanto, se producirá un rápido recubrimiento del suelo por la vegetación. La integración de los dos factores (Figura II-11) indica una capacidad de regeneración aceptable en más del 60% de la superficie, actuando la velocidad de regeneración como el principal factor condicionante.

Las limitaciones del medio físico se han estimado en base a la cartografía de riesgo de degradación (Alloza y Vallejo 2006), obtenida a partir de la intensidad del período seco (intensidad bioclimática) y el riesgo de erosión. Según esta cartografía, el 37% de la superficie forestal valenciana presenta un alto o muy alto riesgo de degradación.

La integración de la capacidad de regeneración y el riesgo de degradación indica que la superficie forestal presenta alta o muy alta vulnerabilidad potencial frente a los incendios en el 38% de la superficie forestal de la Comunidad Valenciana (Figura II-12).

⁹ La antigüedad de la información de esta cartografía no refleja los posibles cambios inducidos por los incendios ocurridos desde los años noventa en la Comunidad Valenciana (más de 300.000 ha)

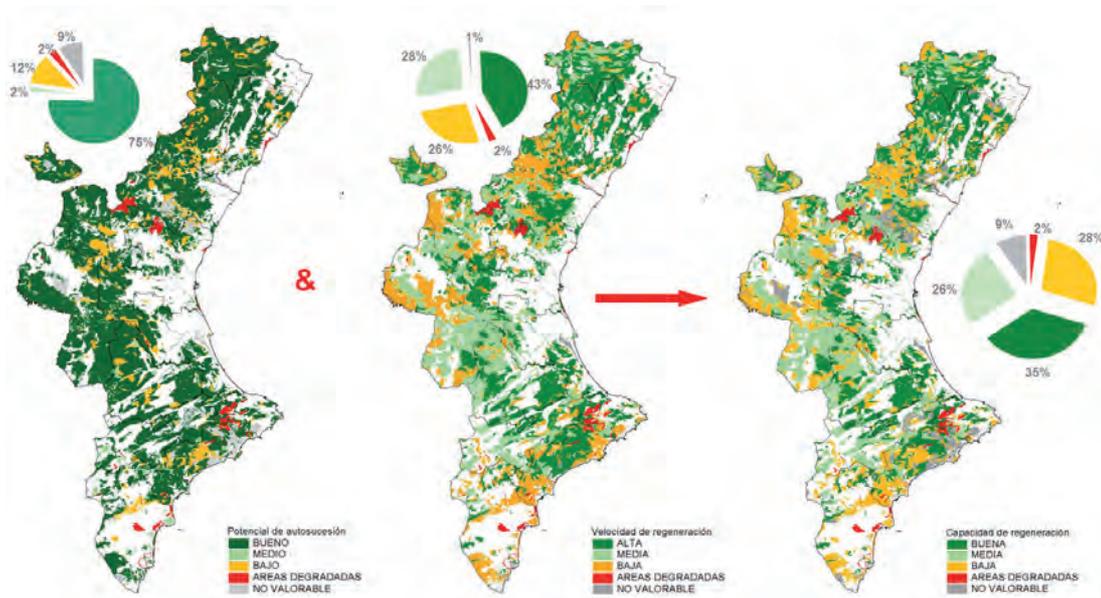


Figura II-11. Distribución de las categorías de capacidad intrínseca de auto-sucesión (potencial de auto-sucesión) en la Comunidad Valenciana (izquierda) y de la velocidad de regeneración (centro) obtenidos con la versión digital del Mapa Forestal 1:200.000. La capacidad de regeneración (derecha) se obtiene por superposición de los dos mapas anteriores, aplicando los criterios de las Tablas II-2. Leyenda: Verde oscuro: alto. Verde claro: medio. Ocre: bajo. Rojo: áreas degradadas. Gris: no valorable

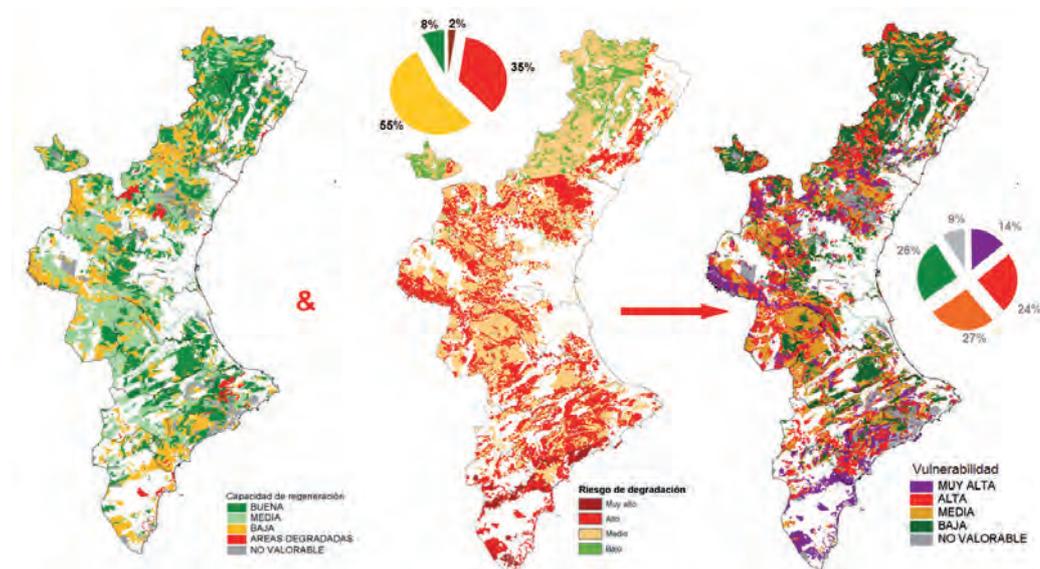


Figura II-12. Imagen derecha: Distribución de las categorías de vulnerabilidad potencial en la Comunidad Valenciana. (leyenda. Morado: muy alta. Rojo: alta. Ocre: media. Verde: baja. Gris: no valorable) El mapa es el resultado de la superposición del mapa de la capacidad de regeneración (imagen izquierda, que procede de la figura II-11 anterior), con el mapa de riesgo de degradación (imagen centro: leyenda: Granate: muy alto. Rojo: alto. Ocre: medio. Verde: bajo). Este mapa de riesgo de degradación procede, a su vez, de la superposición de información cartográfica de erosión de suelos e intensidad del periodo seco (Alloza y Vallejo 2006). Los criterios aplicados en la superposición son los descritos en la Tabla II-3.

■ REFERENCIAS

- Alloza, J. A. and Vallejo, V. R. 2005. La restauración de zonas quemadas; integración en la planificación forestal. En: Seminario de restauración de áreas afectadas por grandes incendios. El caso particular del Teleno. 263-276. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente.
- Alloza, J. A. and Vallejo, V. R. 2006. Restoration of burned areas in forest management plans. In: Desertification in the Mediterranean Region. A security Issue. (Kepner, W. G., Rubio, J. L., Mouat, D. A., and Pedrazzini, F., eds.): 475-488.: Springer. NATO Public Diplomacy Division.
- Alloza, J. A., Baeza, M. J., De la Riba, J., Duguay, B., Echeverría, M. T., Ibarra, P., Llovet, J., Pérez-Cabello, F., Rovira, P., and Vallejo, V. R. 2006. A model to evaluate the ecological vulnerability to forest fires in Mediterranean ecosystems. In: 5 th International Conference on Forest Fire Research. 27-30 Nov. Figueira da Foz (Portugal).
- Castellnou M., Martínez E. 2002. Landscape fire ecology of **Pinus nigra**. In: Forest Fire Research & Wildland Fire Safety. Ed. Viegas; Millpress, Rotterdam.
- Castellnou, M., Pagés, J., Miralles, M., Piqué, M. 2009. Tipificación de los incendios forestales de Cataluña. Elaboración del mapa de incendios de diseño como herramienta para la gestión forestal. En: Actas del 5º Congreso Forestal Español. Ávila.
- Duguay, B., Alloza, J. A., Baeza, M. J., De la Riba, J., Echeverría, M. T., Ibarra, P., Llovet, J., Pérez-Cabello, F., Rovira, P., and Vallejo, V. R. 2012. Modelling the Ecological Vulnerability to Forest Fires in Mediterranean Ecosystems Using Geographic Information Technologies. *Environmental Management*, (2012), 50:1012–1026 DOI 10.1007/s00267-012-9933-3
- Fernández C, Vega J.A., Pérez-Gorostiaga P., Fonturbel T. y Jiménez E. 2009. Regeneración después de incendio y corta a hecho en tres masas de *P. pinaster* Ait. de Galicia. Actas 5º Congreso Forestal Nacional. Ávila.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Vieira, D.C.S. 2010. 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
- Fule P., Ribas M., Gutie E.,V.R.Vallejo, Kaye M. 2008. Forest structure and fire history in an old **Pinus nigra** forest, eastern Spain. *Forest Ecology and Management* 255; 1234–1242.
- 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(8) 1003–1009 <http://dx.doi.org/10.1071/WF08101>.
- Pausas, J., Paula, S. 2005. EUFIRELAB: Plant functional traits database for Euro-Mediterranean ecosystems. D-04-06. Deliverable D-04-06; 33pp;
- Paula S., Pausas J.G. 2009. BROT: a plant trait database for Mediterranean Basin species. Version 2009.01. URL: <http://www.uv.es/jgpausas/brot.htm>.
- Retana J, Arnán X., Arianoutsou M., Barbati A., Kazanis D. and Rodrigo A. 2012. Post-fire management of non-serotinous pine forest. In: Post Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Moreira F., Arianoutsou M., de las Heras J., and Corona P.,Ed. Springer Managing Forest Ecosystems Vol. 24. pp 151-170.
- Ruiz de la Torre. 1990. Memoria General. Mapa Forestal de España 1 : 200.000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid

Guía técnica para la gestión de montes quemados

San Miguel Ayanz, Alfonso y Cañellas, Isabel y Roig Gómez, Sonia. 2008. Fruticeti-cultura. Gestión de arbustedos y matorrales. En: Compendio de Selvicultura Aplicada en España. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid, España, 877- 907. ISBN 978-84-7498-521-4

Thornes, J.B. 1995. Mediterranean desertification and the vegetation cover. In; Desertification in a European context. Ed. Fantechi R., Balabanis P. And Rubio J.L.; European Commission. Luxembourg; pp 169-194

Trabaud L. 1994. Post-fire Plant Community Dynamics in the Mediterranean Basin, In: The role of fire in Mediterranean-type ecosystems, J. M. Moreno and Oechel W.C.; 1-15 pp.

Vallejo, V. R., Alloza, J. A. 1998. The restoration of burned lands: the case of eastern Spain. In: Moreno, J. M. (ed.) Large Forest Fires, pp. 91-108. Backhuys Publ., Lieden, Holland, The Netherlands.

**GUÍA TÉCNICA PARA LA EVALUACIÓN URGENTE
DEL IMPACTO ECOLÓGICO
DE LOS INCENDIOS FORESTALES.
PROSPECCIÓN DE CAMPO Y RECOMENDACIONES**

■ INTRODUCCIÓN

El efecto del fuego sobre el suelo y la vegetación aumenta el riesgo de erosión hídrica (Scott et al, 2009; Shakesby, 2011), por lo tanto, durante los años inmediatamente posteriores al incendio se pueden desencadenar procesos de degradación en las zonas más vulnerables.

Con esta guía se pretende indicar unas recomendaciones para analizar, de manera sistemática y práctica, el impacto ecológico de los incendios forestales y, de este modo, obtener una visión global del área afectada que facilite la toma de decisiones en la gestión de las zonas quemadas (Figura III-1).

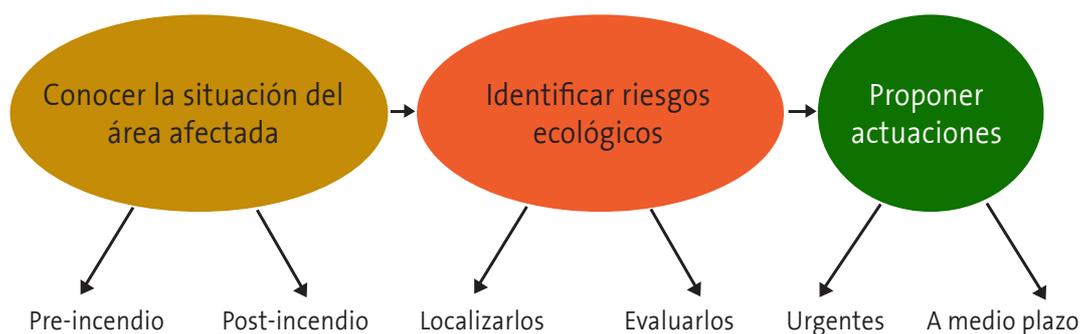


Figura III- 1. La guía desarrolla procedimientos de apoyo a la toma de decisiones en la gestión de las zonas quemadas.

Esta guía está orientada a condiciones ambientales mediterráneas, si bien su aplicación puede extenderse al ámbito atlántico. Las diferencias tanto en las características del clima, suelo y vegetación, como en el régimen de incendios entre las regiones biogeográficas atlántica y mediterránea conllevan una ponderación diferente de las variables evaluadas. Algunas de las diferencias más destacables son:

- Mientras que en el ámbito mediterráneo es necesario un cuidadoso estudio de la presencia o no de especies rebrotadoras para evaluar la capacidad de respuesta de la vegetación tras el incendio, este aspecto tiene menos relevancia en el ámbito atlántico, puesto que la vegetación de clima atlántico está dominada por especies rebrotadoras, como puede ser el tojo (*Ulex europaeus*), cuyo rebrote y germinación se ven estimulados por el fuego (Reyes y Casal, 2008).
- La severidad del fuego en el suelo suele ser más relevante en la evaluación del impacto de los incendios en la región atlántica de lo que acostumbra a ser en condiciones mediterráneas. Influyen de forma determinante características típicas de los suelos de la región atlántica, como pueden ser el mayor contenido en hojarasca y materia orgánica del suelo, mayor humedad edáfica en el periodo de incendios y dominancia de suelos de textura arenosa (aunque éstos también se encuentran en condiciones mediterráneas) en los que son frecuentes fenómenos de hidrofobicidad.
- Aunque en el ámbito mediterráneo, sobre todo en el litoral, las lluvias torrenciales y con alta capacidad de ocasionar abundantes pérdidas de suelo son frecuentes, en el atlántico la probabilidad de lluvias post-incendio es mucho más elevada, y por tanto la capacidad erosiva del clima también es mayor (Figura III-2).

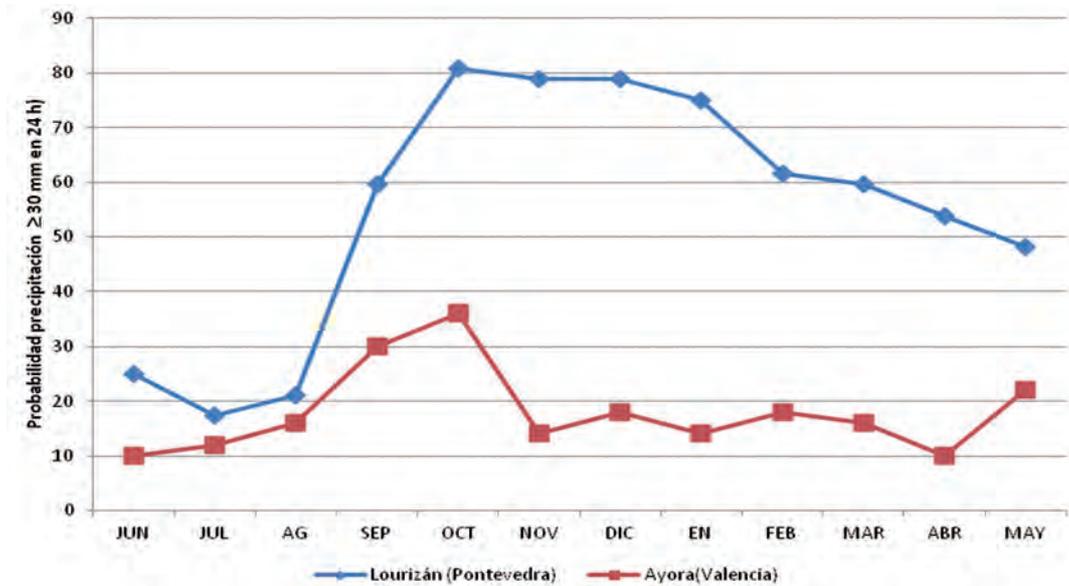


Figura III-2. Distribución mensual de la probabilidad de una precipitación máxima en 24 horas igual o superior a los 30 mm, en una estación de Pontevedra (periodo considerado 1960-2012) y otra del interior de la provincia de Valencia (periodo 1950-2000). La precipitación máxima en 24 horas ≥ 30 mm se relaciona con la erosividad de la lluvia (Junta Andalucía, <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente>).

- Las actuaciones de control de la erosión deben realizarse lo antes posible después del incendio en las zonas vulnerables. En el ámbito atlántico, como hemos dicho, existe un elevado riesgo de que se produzcan después de un incendio tasas muy altas de erosión y de movilización de sedimentos, que afectan con frecuencia a sectores productivos estratégicos (como por ejemplo el marisqueo). Esto condiciona los plazos de aplicación de los protocolos para evaluar el impacto y de las actuaciones de emergencia para mitigar los procesos de erosión. Actuaciones que obligatoriamente deben realizarse de forma inmediata al incendio si se quiere obtener la mayor eficacia, puesto que la rápida respuesta de la vegetación en cuanto al cubrimiento del suelo minimiza el impacto ya en la siguiente campaña.

En definitiva, el marco analítico que desarrolla la presente guía es válido para los distintas regiones biogeográficas de España, requiriendo su utilización la adaptación a las condiciones propias de cada región en cuanto a la ponderación de las variables a tener en cuenta en la evaluación del impacto y para la realización de las evaluaciones y actuaciones sobre el terreno.

La metodología se ha estructurado en cuatro fases (Figura III-3): documentación, prospección de campo, evaluación del impacto y recomendaciones (informe urgente de impacto).

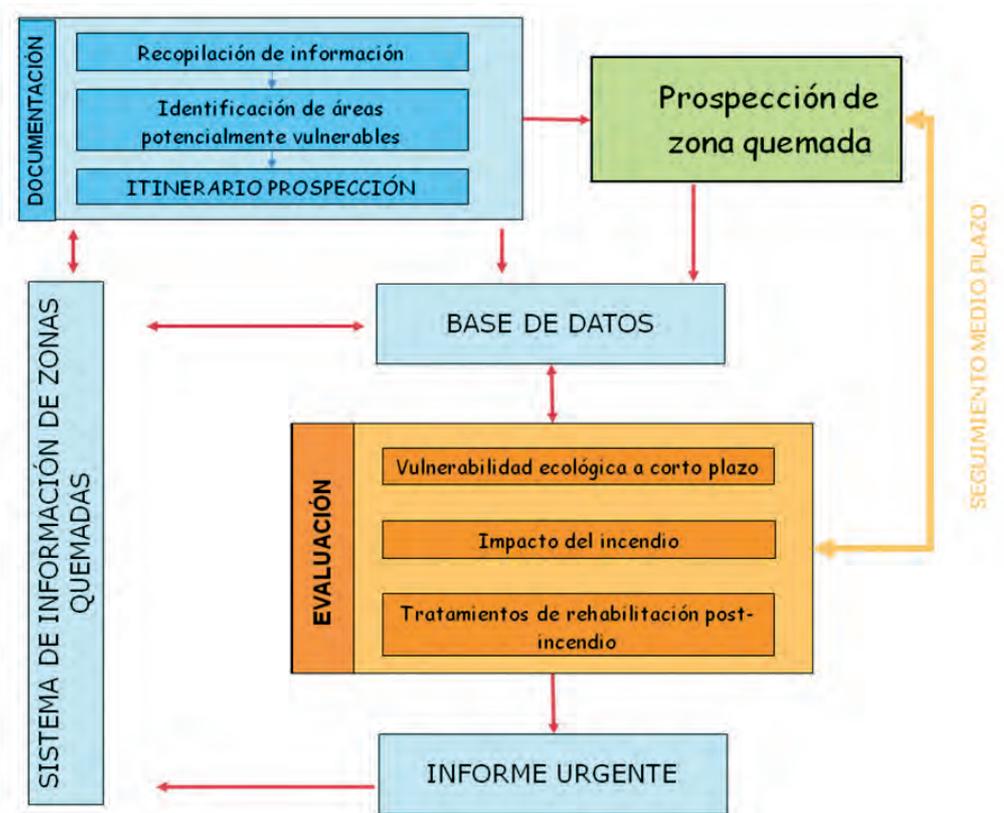


Figura III-3. Esquema de trabajo para evaluar el impacto de los grandes incendios forestales.

En los siguientes apartados se describen los procedimientos recomendados para realizar el proceso de evaluación.

■ DOCUMENTACIÓN

En esta primera fase se recopila la información disponible (cartográfica y alfanumérica) relativa a las características de la zona afectada por el fuego y al desarrollo del incendio:

1.- Fisiografía (pendiente, orientación,...), litología, vegetación, fauna y flora de interés, espacios protegidos, usos del suelo, vías de circulación, etc., en formato alfanumérico y cartográfico digital (mapas, imágenes teledetección, ortofotos). La escala de trabajo estará condicionada por la cartografía digital disponible y el tamaño del incendio, variando desde 1:5.000 para ortofotos o topografía de detalle, hasta 1:50.000 para litología o vegetación.

2.- Climatología, meteorología justo antes y durante el incendio, precipitaciones producidas entre el incendio y la prospección de campo.

3.- Recurrencia de incendios, perímetro del incendio y desarrollo del mismo.

4.- Otra documentación específica de la zona afectada que pueda resultar relevante para los objetivos de la evaluación. En este sentido, puede resultar de gran utilidad disponer de la información contenida en los planes de ordenación, los partes de incendios y los

informes de extinción. Igualmente, la información sobre la propiedad (y el tamaño de la misma) es muy útil para averiguar aspectos relacionados con la gestión previa del monte y posibles limitaciones a las actuaciones de emergencia.

En esta fase, el objetivo es dividir el territorio quemado en unidades ambientales homogéneas, en cuanto al impacto del fuego, e identificar las áreas potencialmente vulnerables (Figura III-4).



Figura III-4. La delimitación de las unidades ambientales se realiza, en una primera fase, con la información cartográfica disponible y, posteriormente, se ajustan con la información obtenida en la prospección de campo.

Unidades ambientales

Las unidades ambientales son superficies relativamente extensas pero con una homogeneidad general en cuanto a pendiente, litología, vegetación, recurrencia y severidad del incendio. En función del tamaño del incendio y/o de la heterogeneidad de la zona afectada se pueden establecer subunidades. Las subunidades son grupos de rodales con características similares en cuanto a especies vegetales dominantes, grado de desarrollo y espesura, que se pueden individualizar si requieren un tratamiento específico tras el incendio.

La delimitación previa de zonas homogéneas es una tarea que facilita la posterior prospección y diseño de los recorridos. Sin embargo, la delimitación definitiva de estas unidades se realizará en base a la información recopilada en la prospección. En la fase de documentación se carece de información detallada sobre el desarrollo del incendio, el grado de afección a la vegetación, signos de erosión previa, composición y estructura de la vegetación, etc. Por lo tanto, las unidades ambientales y las zonas vulnerables delimitadas en esta fase de documentación serán provisionales, sujetas a revisión tras la fase de prospección.

A título de ejemplo, en incendios relativamente homogéneos y con la cartografía disponible en la Comunidad Valenciana, las unidades ambientales provisionales que se delimitan durante la fase de documentación responden a la siguiente tipología:

- Masa arbolada dominada por especies con capacidad potencial de regeneración tras el fuego (básicamente formaciones arbóreas de quercíneas y pinares adultos de pino carrasco o pino negral).
- Masa arbolada sin capacidad esperable de regeneración tras el fuego (pinares no serófitos y pinares jóvenes de pino carrasco o negral).
- Matorral (en función de la información cartográfica disponible, se podría diferenciar entre comunidades dominadas por especies germinadoras y las dominadas por rebrotadoras).

En incendios de gran tamaño o gran heterogeneidad, estas categorías se combinan con las de relieve o litología y la espesura de la vegetación, diferenciando entre arbolado denso y ralo y matorral con recubrimiento superior o inferior al 60% aproximadamente.

En cualquier caso, la delimitación definitiva de las unidades ambientales se realizará en base a la prospección de campo, la cual puede resaltar la importancia de alguna variable no considerada en esta fase (por ejemplo insolación, microtopografía, etc.). En cualquier caso, las unidades deberán ser representativas de las condiciones ambientales de la zona quemada, pero su número deberá ser operativo.

Áreas potencialmente vulnerables

Los factores considerados para la identificación de áreas potencialmente vulnerables son la capacidad de respuesta de la vegetación afectada y la susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica (Figura III-5)

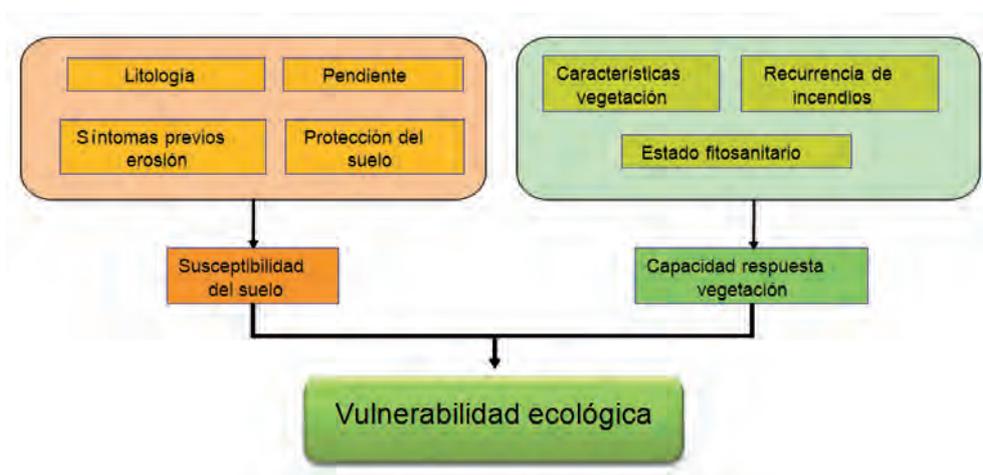


Figura III-5. Esquema utilizado para estimar la vulnerabilidad ecológica a corto plazo de un rodal, integrando la susceptibilidad del suelo y de la capacidad de respuesta de la vegetación.

La capacidad de recuperación de la vegetación quemada depende principalmente de características propias de la vegetación y la recurrencia de incendios. A mayor recurren-

cia, menor capacidad de respuesta. En cuanto a las características de la vegetación, la respuesta más lenta cabe esperarla en las formaciones con escaso recubrimiento vegetal, estrategia reproductiva germinadora y que, por su reducida edad, no han alcanzado la madurez reproductiva o de producir semilla viable en abundancia.

La susceptibilidad del suelo a la erosión depende principalmente de su erosionabilidad y de la pendiente. Si no se dispone de cartografía de suelos adecuada, la erosionabilidad puede aproximarse a partir de la litología.

La delimitación preliminar de las unidades ambientales se obtendrá a partir de la superposición cartográfica de los factores analizados. Esta tarea puede realizarse, si esta disponible, con la cartografía de la evaluación preliminar.

■ PROSPECCIÓN DE CAMPO

Finalizada la delimitación preliminar de las unidades ambientales, la siguiente fase es la prospección de campo que se inicia con la preparación de los aspectos logísticos:

- Impresión de cartografía y estadillos
- Contactos con los agentes ambientales
- Organización de itinerarios y superposición de malla de muestreo

La visita a la zona quemada se realiza a los pocos días de extinguido el incendio, para recopilar de manera directa información sobre la severidad del fuego, información que se complementa con la información que se obtiene a través de los agentes medioambientales (y otros agentes sociales relevantes) y de fotografías de las parcelas de muestreo.

Los agentes medioambientales o los gestores forestales son grandes conocedores del territorio y proporcionan una valiosa información sobre el desarrollo del incendio, el estado de las vías forestales, el estado fitosanitario previo al incendio, eventos erosivos que se hayan podido producir con posterioridad al incendio, flora y fauna de interés, tratamientos selvícolas y problemáticas de gestión durante los últimos años, etc., al tiempo que pueden confirmar o matizar la información recopilada en la fase cartográfica anterior.

Como paso previo, una práctica que facilita las posteriores labores de prospección es observar el área quemada desde puntos que proporcionan una visión general del área. Eso permite una primera confirmación de las unidades ambientales, una primera aproximación a la severidad del fuego y, a veces, es la única forma de observar zonas de difícil acceso. También permite tomar imágenes fotográficas que, georreferenciadas, pueden servir de apoyo a la evaluación.

Con la información recopilada en las fases anteriores y las primeras informaciones obtenidas en la zona del incendio, se procede a la toma de datos en parcelas de muestreo. Los puntos de muestro se eligen de un mapa de la zona quemada al que se ha superpuesto una malla poligonal; los vértices de esta malla georreferenciada son los puntos potenciales de toma de datos.

La densidad de la malla de muestreo está condicionada por la extensión del incendio (Tabla III-1) y por la accesibilidad (orografía, densidad de vías forestales), siendo necesario un mayor número de puntos cuanto mayor sea la superficie quemada, y la complejidad del territorio y del perímetro del incendio.

Tabla III-1. Recomendación para la densidad de la malla de muestreo en función de la extensión del incendio, para zonas con escasa accesibilidad. Sobre esta malla teórica se situarán los puntos de muestreo en una densidad variable según cada situación (se recomiendan entre 6 y 15 puntos de muestreo en incendios de menos de 500 ha y más de 50 puntos para incendios de 5.000 ha o más).

| Superficie incendio (ha) | 100 | 500 | 1.000 | 2.500 | 5.000 | 7.500 | 10.000 |
|--------------------------|------|-----|-------|-------|-------|-------|--------|
| Nº puntos malla | 50 | 100 | 150 | 300 | 500 | 600 | 650 |
| Nº puntos muestreo | 6-15 | | 25-50 | | | >50 | |

La malla constituye una pauta para localizar los posibles puntos de muestreo. Sin embargo, no todos los puntos de la malla se muestrearán (Figura III-6). La urgencia de la evaluación impone que la recogida de datos se realice en un tiempo limitado, por ello, la toma de datos no puede realizarse como en un muestreo sistemático. Así, se muestrea sólo una parte de los puntos de la malla, elegidos con dos criterios: accesibilidad y representatividad. Se realiza un muestreo intencional, que aunque no tiene valor probabilístico, puede ser más eficiente que el sistemático cuando el tiempo disponible para el trabajo de campo es escaso y el estudio se hace a nivel exploratorio. La malla limita la subjetividad en la selección, reduciendo el sesgo que el usuario podría introducir si localizara los puntos libremente. Por otra parte, el usuario debe elegir puntos que resulten representativos de todas y cada una de las unidades ambientales.

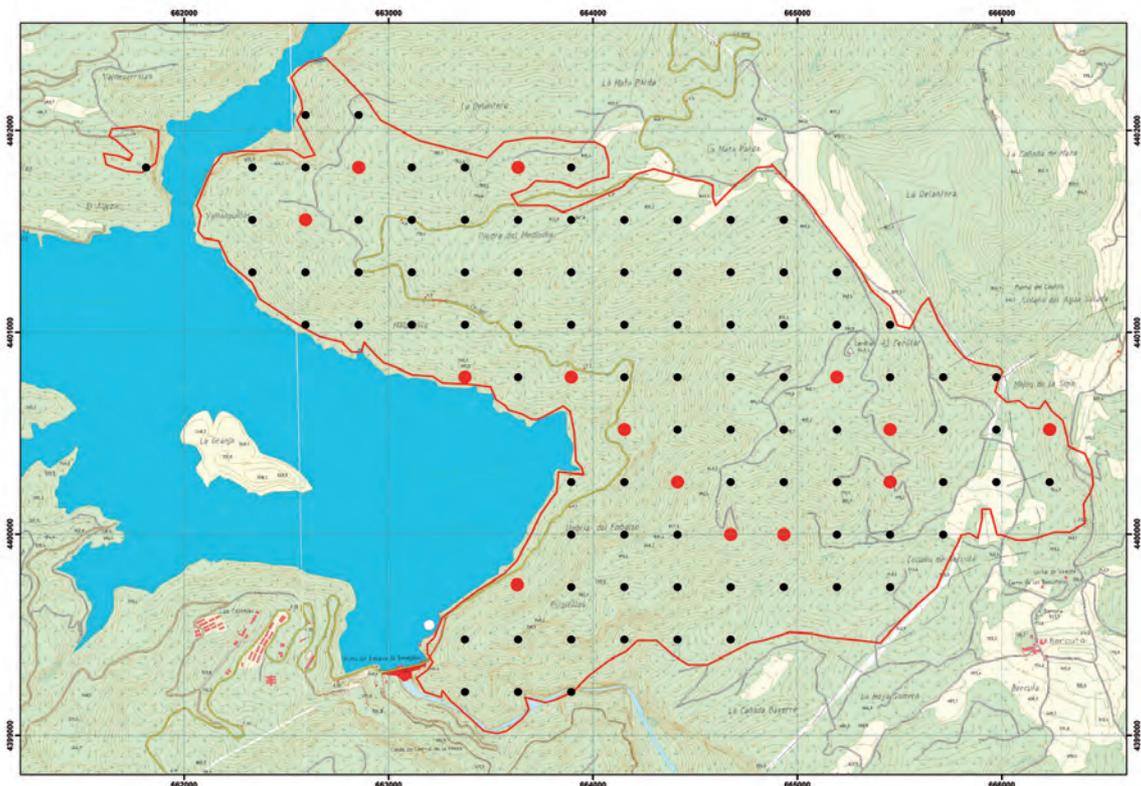


Figura III-6. Perímetro del incendio de Chelva-Benageber (Valencia) de 2012. Distribución de la malla regular de puntos teóricos (en negro) y puntos de muestreo (en rojo).

Como consecuencia del tipo de muestreo elegido, el número de puntos de la malla es mucho mayor que el número de puntos en los que realmente se toman datos. Con carácter general se recomiendan los siguientes criterios respecto a la cantidad de puntos a muestrear:

- En cada unidad ambiental/subunidad se tomará un mínimo de tres puntos. Se tomarán más puntos en las unidades más vulnerables o singulares. En el caso de que existan rodales singulares o de elevada vulnerabilidad (entendiendo por rodal las superficies que por su pequeño tamaño no se cataloguen como subunidades), se tomará un punto de muestreo en cada uno de estos rodales.
- El número de puntos de muestreo por incendio no debería ser inferior a 6 en incendios de 100 ha, 15 puntos en incendios de menos de 500 ha y 50 para incendios de 5.000 ha o más.

A efectos operativos, se establecen dos tipos de puntos de toma de datos: puntos de observación (PO) y puntos de muestreo (PM). Los puntos de observación están diseñados para aquellas zonas donde la baja accesibilidad dificulte la toma de datos directamente (*in situ*) y, por tanto, la observación se tiene que realizar desde una posición alejada. Por el contrario, en los puntos de muestreo se recogen directamente de la parcela datos cuantitativos, tanto sobre las características de la zona como sobre la severidad del fuego. La toma de datos se realiza en un círculo de 20 m de radio, tomando como centro la coordenada del PM.

En el capítulo siguiente se describen las fichas para la toma de datos en cada punto¹⁰. Esta información servirá para evaluar el riesgo de erosión, la capacidad de respuesta de la vegetación y el riesgo de plagas (Figura III-7). Las fichas 1 y 2 sirven para recopilar datos generales del incendio y del área quemada, que pueden obtenerse de la cartografía, de los gestores forestales y de los agentes medioambientales. Las fichas 3 y 4 incluyen los datos tomados en los PO y PM. En cada PM se rellenan las fichas 3 y 4. En los PO se rellenan sólo los apartados de las fichas 3 y 4 que puedan apreciarse con precisión desde la distancia. Las variables en las fichas 3 y 4 se organizan en los siguientes apartados:

- Fisiografía y litología.
- Existencia de plagas, enfermedades o daños por factores abióticos.
- Síntomas previos de erosión, aterrazamientos, alteraciones antrópicas del suelo.
- Composición, recubrimiento y estrategia reproductiva de la vegetación previa al fuego.
- Grado de afección del fuego a los diferentes estratos de vegetación y al horizonte orgánico.
- Características superficiales del suelo tras el fuego.

¹⁰ Estadillos disponibles en www.ceam.es/Estadillos_Guia.doc

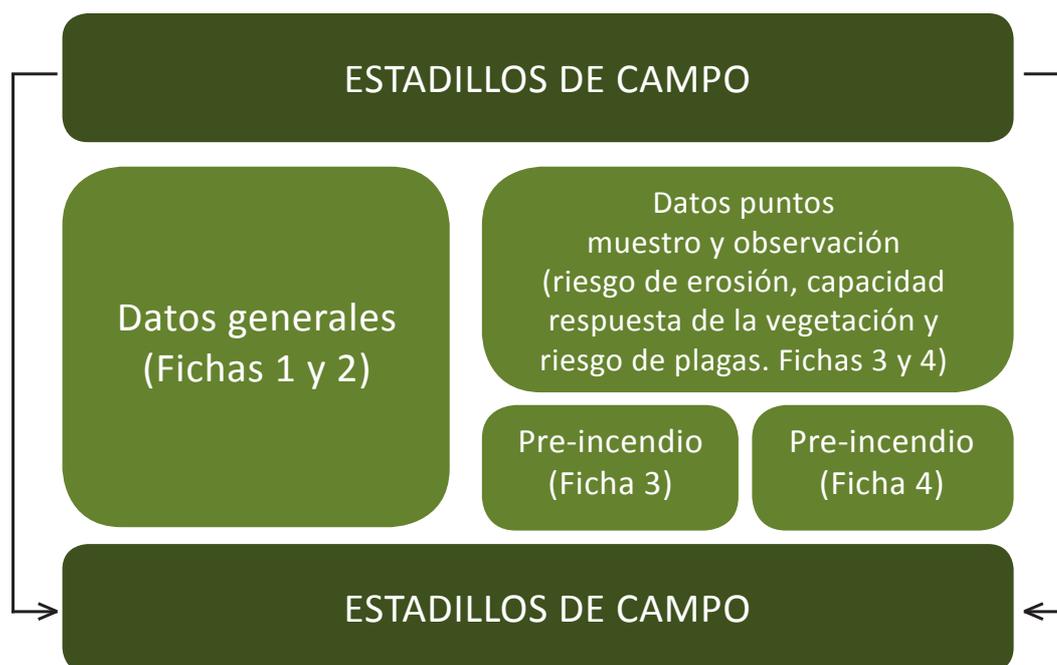


Figura III-7. Esquema distribución información en los estadios de campo.

■ FICHA DESCRIPTIVA DEL INCENDIO

La información referida a la globalidad de la zona quemada se registra en unas fichas donde se incluye información recopilada tanto en la fase de documentación como en el campo (Fichas 1 y 2). Además de recoger la información necesaria, estas fichas pueden servir como cuestionario durante la fase de documentación para guiar las entrevistas con los agentes medioambientales u otros agentes conocedores de la zona. Los contenidos de estas fichas se detallan en los siguientes apartados:

A) INCENDIO

- **Código de incendio:** si no se dispone de un código oficial, se propone asignar el nombre del municipio de origen (máximo 8 caracteres), el mes y año del incendio (en ambos casos con dos dígitos, sin separación); por ejemplo REQUENA0894.
- **Localidad de origen del incendio:** suele ser la que figura en el nombre del incendio.
- **UTM del punto de inicio:** coordenadas x e y, expresadas en metros.
- **Causa del incendio (si se conoce):** intencionado, negligencia, natural, reproducción de un incendio anterior.
- **Fecha de inicio y fecha de extinción.**
- **Fechas de la prospección (primera y última visita de prospección).**
- **Provincia/-s y comarca/-s de los términos municipales afectados por el incendio.**

- **Superficie afectada por término municipal, según la titularidad** (pública, comunal, privada) **y según el uso del suelo** (forestal arbolado, forestal no arbolado, no forestal).
- **Interfaz urbano-forestal:** indicar si el incendio ha afectado al entorno de núcleos urbanos.

B) CARTOGRAFÍA Y FOTOGRAFÍAS

- **Topográficos:** indicar la hoja 1:10.000 y la hoja 1:50.000 en las que está situado el punto de inicio del fuego, así como otras hojas que incluyan parte de la superficie afectada por el fuego.
- **Ortofotos anteriores al incendio.** En caso de disponibilidad, referenciar las fotografías aéreas previas al incendio.
- **Cartografía digital:** referenciar la información cartográfica disponible para el área afectada: teledetección, vegetación, litología, recurrencia de incendios, etc.
- **Fotografías de la zona afectada:** referenciar las unidades y subdirectorios donde se archivan los ficheros con las fotografías realizadas durante la fase de campo.

C) EVALUACIÓN SOCIO-ECONÓMICA DE LA ZONA

- **Valor educativo y recreativo de la zona:** señalar la existencia de actividades socio-culturales en el área. Indicar, si procede, la localización de instalaciones turísticas, educativas o recreativas.
- **Valor cultural:** señalar la existencia de patrimonio cultural, religioso o etnográfico, árboles monumentales, etc.
- **Explotación de recursos madereros:** indicar si antes del incendio se realizaban aprovechamientos madereros y si eran puntuales o frecuentes.
- **Explotación de recursos forestales no maderables:** indicar si antes del incendio se producían o no, qué aprovechamientos se realizaban, la intensidad de aprovechamiento y su régimen (aprovechamiento privado, comunal o libre).
- **Caza:** indicar si existía aprovechamiento cinegético antes del incendio y qué especies se cazaban.
- **Pastoreo:** indicar si se aprovechaban los pastos antes del incendio y con qué especies de ganado.
- **Zonas de especial interés:** indicar la existencia de superficies sometidas a figuras de protección (parque natural, paraje natural municipal, paisaje protegido, microrreserva, LIC, ZEPA, Catálogo de Cuevas, etc.). Para cada figura de protección indicar la superficie afectada por el incendio. Indicar la presencia de especies singulares.
- **Cultivos en activo:** indicar la superficie agrícola quemada y el tipo de cultivo dominante. En caso de que el perímetro del incendio incluya superficies agrícolas quemadas y otras en las que la especie cultivada no se haya quemado, estimar la proporción/superficie de ambas por separado.
- **Zonas residenciales dentro del perímetro del incendio:** indicar el paraje o UTM

donde se localizan y su superficie. En el caso de que el incendio se haya adentrado en la zona urbanizada, estimar el porcentaje de superficie afectada.

D) METEOROLOGÍA-CLIMA

- **Estaciones meteorológicas de referencia:** indicar las estaciones que se utilizarán para caracterizar la zona. Dentro de las estaciones más cercanas se recomienda utilizar aquellas que, con una altitud similar al promedio de la zona quemada, cuentan con una amplia serie histórica y con datos de las fechas previas al incendio.
- **Termoclima y ombroclima de la zona afectada:** según la clasificación de Rivas-Martínez (1987).
- **Situación sinóptica durante el incendio:** indicar la situación sinóptica del tiempo y la temperatura máxima y humedad relativa mínima durante la extinción, así como la velocidad media y máxima del viento.
- **Precipitación desde la extinción hasta la fecha de muestreo:** indicar la precipitación registrada desde la extinción hasta la prospección de campo.

E) RECURRENCIA DE INCENDIOS

- **Porcentaje de la superficie que se había quemado 0, 1, 2 o más veces con anterioridad** durante los últimos 20 años.
- **Relación de incendios previos:** indicar la fecha y código de los principales incendios registrados en el área con anterioridad.

F) OTRA INFORMACIÓN

- **Unidades ambientales identificadas:** breve descripción y puntos de muestreo/observación que forman parte de ella.
- **Presencia generalizada de daños bióticos y/o abióticos:** indicar si previamente al incendio había daños generalizados sobre la vegetación y las posibles causas (bióticas y/o abióticas).
- **Existencia de plagas o enfermedades en las cercanías del área afectada,** que puedan constituir focos de propagación hacia el interior del área incendiada. Indicar el paraje o las UTM donde se localizan.
- **Estado de la red de drenaje natural:** se indicará especialmente si hay situaciones o actividades de riesgo en los márgenes o si se observan procesos de incisión.
- **Presencia de infraestructuras en riesgo potencial por erosión o avenidas:** indicar si alguna infraestructura (embalse, carretera, etc.) o núcleo urbano puede verse directamente afectado por un aumento de la erosión en la zona del incendio.
- **Estado general de las vías forestales:** se identificará la presencia de puntos o tramos con riesgo de desencadenar procesos erosivos. En concreto se especificará si el riesgo es debido a: presencia de cunetas descuidadas, con problemas de circulación leves; circulación de agua fuera de la cuneta, erosionando el firme

con regueros; circulación del agua fuera de la cuneta, con presencia de cárcavas; atascos en puntos de vadeo o alcantarillas,...

- **Presencia de flora/fauna/hábitats de interés para la conservación:** presencia de flora endémica o amenazada; especies y hábitats incluidos en la Directiva Hábitats de la Unión Europea, árboles monumentales o singulares, etc.
- **Estimación del riesgo de predación de semillas o daños por herbívoros:** indicar si la presencia de determinadas especies (o su densidad) puede comprometer la regeneración natural, bien sea por predación de las semillas o por daños a los brinzales y chirpiales.
- **Presencia de fuentes de semillas en el borde del incendio/árboles vivos dentro del perímetro con capacidad de recolonización:** evaluar si la presencia de árboles sin quemar dentro del perímetro del incendio, o en el borde del incendio, puede contribuir de manera significativa a la regeneración natural.
- **Presencia de especies invasoras con riesgo de expansión tras el fuego:** indicar si hay presencia de especies invasoras en la zona quemada o sus proximidades.

Guía técnica para la gestión de montes quemados

| FICHA 1. DATOS GENERALES INCENDIO | | |
|---|------------------|----------------------------------|
| A) Incendio | | |
| Código incendio (<i>localidad+2 dígitos mes+2 dígitos año</i>) | _____ | |
| Localidad de origen fuego (<i>suele dar nombre al incendio</i>) | _____ | |
| <u>Origen del fuego</u> | | |
| Punto inicio fuego (UTM) | X: _____ | Y: _____ |
| Causa fuego | _____ | |
| Fecha inicio incendio | _____ | |
| Fecha extinción incendio | _____ | |
| Fecha prospección | _____ | |
| Provincia/s | _____ | |
| Comarca/s | _____ | |
| <u>Superficie afectada por TM, titularidad y uso del suelo</u> | | |
| Términos municipales afectados | (ha) | Titularidad (%) |
| _____ | _____ | Público _____ |
| _____ | _____ | Privado _____ |
| _____ | _____ | Otros (comunal, asoc.,...) _____ |
| Superficie total afectada | _____ | |
| <u>Uso del suelo</u> | | |
| | (ha) | |
| Superficie forestal arbolada | _____ | |
| Superficie forestal no arbolada | _____ | |
| Superficie no forestal | _____ | |
| Interfaz urbano/forestal | si / no afectada | Nombre núcleo: _____ |
| B) CARTOGRAFÍA Y FOTOGRAFÍAS | | |
| <u>Topográficos</u> | punto origen | resto zona afectada |
| Hoja 1:50.000 | _____ | _____ |
| Hoja 1:10.000 | _____ | _____ |
| <u>Ortofotos anteriores al incendio</u> | | |
| ubicación (<i>nombre de carpeta</i>) | _____ | |
| <u>Cartografía digital</u> | | |
| Mapa Litológico | _____ | |
| Mapa Vegetación | _____ | |
| Otros | _____ | |
| <u>Fotografías zona afectada(*)</u> | | |
| Ubicación (<i>nombre de carpeta</i>) | _____ | |
| _____ | | |
| (*) la carpeta con las fotografías de la zona afectada incluirá un listado con el código de cada foto, información sobre su localización (UTM o descripción del paraje y dirección de toma de la foto) y otras observaciones relevantes | | |

■ ESTADILLOS DE CAMPO

Las variables recopiladas durante la prospección de campo en cada uno de los puntos de muestreo o de observación se indican en las Fichas 3 y 4. A continuación se detallan algunas de sus principales características:

Nº DE PUNTO DE OBSERVACIÓN/MUESTREO: código numérico asignado para identificar el punto. Dicho código deberá ser idéntico en la cartografía (malla de muestreo) y en la base de datos.

Nº DE PUNTOS ASIGNADOS POR SEMEJANZA: indicar otros puntos dentro de la malla a los que, por su elevada semejanza, se les pueda asimilar la información de este punto.

A) DATOS GENERALES

- **UTM X, UTM Y, altitud:** a rellenar con datos GPS o en despacho. Valores en metros, referidos al datum ETRS89.
- **Relieve dominante:** llano, cumbre, muela, ladera convexa, ladera cóncava, piedemonte, glacis, fondo de valle/barranco.
- **Orientación dominante:** N, NE, E, SE, S, SW, W, NW, todos los vientos.
- **Pendiente dominante:** en porcentaje (<15%, 15-30%, 30-45%, >45%) o en grados.
- **Actuaciones de gestión forestal realizadas en la zona:** sobre la vegetación (replantaciones, tratamientos selvícolas, etc.) o sobre el suelo (subsulado, banquetas, etc.). Breve descripción con indicación de fecha aproximada de realización.
- **Causas manifiestas de degradación del suelo:** Caso de existir, indicar si se ha identificado el agente causante de la degradación del suelo (sobrepastoreo, movimientos de tierra, arrastraderos, etc.).

B) ESTADO FITOSANITARIO. Este apartado valora el riesgo fitosanitario intrínseco del punto de muestreo. No tiene en cuenta la posibilidad de que las plagas o enfermedades se propaguen desde otras zonas hasta el punto de muestreo (aspecto ya considerado en la ficha general).

- **Presencia/ausencia de plagas, enfermedades o daños por factores abióticos:** en especies arbóreas o arbustivas.
- **Especie vegetal afectada.**
- **Agente causante del daño:** nombre o tipo (en el caso de que varias especies causen daños semejantes y no se conozca la especie causante).
- **Grado de afección por los daños:** leve, moderado o elevado; en función del porcentaje de individuos afectados y el nivel de afectación de los árboles atacados. Por ejemplo en el caso de los escolítidos: (a) afección leve cuando se observan orificios de entrada en árboles aislados, sin muerte de árboles; (b) afección moderada cuando los escolítidos han producido muertes durante los últimos años y se observan orificios de entrada en muchos árboles; (c) afección elevada cuando han producido la muerte de numerosos árboles.

- **Peligro de extensión de la plaga o enfermedad:** inexistente, leve, moderado, elevado; en función del estado post-incendio de la zona y de la biología de la plaga/enfermedad. Por ejemplo, en el caso de los escolítidos el peligro es máximo cuando los pinos han sobrevivido al incendio pero muy debilitados (una parte importante de su copa se ha visto afectada).

C) ESTADO DEL SUELO PRE-INCENDIO¹¹. Este apartado recoge variables relacionadas con las características de los suelos y su erosionabilidad (previa al incendio).

- **Litología:** caliza dura, caliza blanda, dolomía, marga, yeso, conglomerados, coluvio (acompañado del tipo de roca), aluvión cuaternario (cantos, arenas, limos y/o arcillas), arenisca, argilita, pizarra, cuarcita, granitos, esquistos, gneises...
- **Suelo:** si se conoce, indicar el tipo según la clasificación de la FAO/UNESCO o la Soil Taxonomy de la USDA.
- **Profundidad:** indicar la situación dominante en cuanto a profundidad útil del suelo para el enraizamiento.
- **Efervescencia al HCl:** aplicar unas gotas de ácido clorhídrico al 10% sobre una muestra del horizonte mineral superficial del suelo y describir la efervescencia que se produce (nula, débil o fuerte). Evitar tomar suelo en contacto directo con la ceniza del incendio.
- **Valor de pH medio:** tomar una muestra del horizonte superficial del suelo mineral (0-5 cm) para realizar la determinación del pH en laboratorio. No es necesario tomar una muestra de suelo en cada punto de muestreo; es suficiente con tomar 1-2 muestras por cada unidad ambiental. Evitar tomar suelo en contacto directo con la ceniza del incendio, puesto que el objetivo es obtener un valor de pH independiente del mismo.
- **Tipo de erosión/acumulación:** identificar los procesos presentes en el punto de muestreo (erosión laminar, en regueros, en cárcavas, badlands, acumulación, erosión eólica, movimientos en masa, desmoronamiento de muretes, otros) y su intensidad: leve, moderada o severa (Figura III-8 y 9). En el caso de la erosión hídrica, el valor global de intensidad de la erosión se obtendrá integrando los valores de erosión laminar, en regueros, en cárcavas y en *badland* (Tabla III-2), lo cual puede realizarse en despacho, tras finalizar la prospección.

¹¹ Para la interpretación de las variables y categorías relacionadas con el suelo, puede consultarse la Guía para la descripción de suelos de la FAO (<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/a0541s/a0541s00.pdf>)



Figuras III-8. Arrastre de cenizas a corta distancia, sin efectos erosivos.



Figuras III- 9. Signos de erosión en cárcava activa antes del incendio.

Tabla III-2. Valor global de intensidad de la erosión hídrica (EH_{global}) obtenido de la integración de las diferentes manifestaciones de este tipo de erosión

| |
|--|
| <p>Cuando existen badlands con intensidad leve, moderada, severa: $EH_{global} = \text{extrema}$</p> <p>Cuando no existen badlands, el árbol de decisión es el siguiente:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Cuando existen cárcavas con intensidad severa: $EH_{global} = \text{extrema}$ 2) Cuando existen cárcavas con intensidad moderada: $EH_{global} = \text{severa}$ 3) Cuando existen cárcavas con intensidad leve: <ol style="list-style-type: none"> a. Si existen regueros con intensidad moderada o severa: $EH_{global} = \text{severa}$ b. Si no existen regueros o presentan intensidad leve: <ol style="list-style-type: none"> i. Si existe erosión laminar severa: $EH_{global} = \text{severa}$ ii. Si no existe erosión laminar o presenta intensidad leve/moderada: $EH_{global} = \text{moderada}$ 4) Cuando no existen cárcavas: <ol style="list-style-type: none"> a. Si existen regueros con intensidad severa: $EH_{global} = \text{severa}$ b. Si existen regueros con intensidad moderada: $EH_{global} = \text{moderada}$ c. Si existen regueros con intensidad leve: <ol style="list-style-type: none"> i. Si la erosión laminar presenta intensidad moderada/severa: $EH_{global} = \text{moderada}$ ii. Si no existe erosión laminar o presenta intensidad leve: $EH_{global} = \text{leve}$ d. Si no existen regueros <ol style="list-style-type: none"> i. Si Laminar = severa --> $EH_{global} = \text{moderada}$ ii. Si Laminar = leve o moderada --> $EH_{global} = \text{leve}$ iii. Si Laminar = ninguna --> $EH_{global} = \text{ninguna}$ |
|--|

- **Existencia de banales:** inexistentes, escasos o generalizados (ocupando más de 1/3 de la parcela). En caso de que existan, indicar si en los abancalamientos (a) se siguen produciéndose labores agrícolas, (b) las labores se han abandonado recientemente de manera que la vegetación espontánea sigue dominada por especies arvenses o ruderales, o (c) la vegetación forestal ya resulta dominante.
- **Estado de los banales.** Señalar el estado de conservación de los muretes o de los taludes del aterrazado: (a) se conservan en buen estado; (b) existen procesos de degradación puntuales: desmoronamiento de muretes, movimientos en masa, erosión en túnel (*piping*), etc.; (c) existen procesos de degradación generalizados (Figura III-10).



Figura III-10. Punto de muestreo con bancales abundantes, colonizados (antes del incendio) por vegetación forestal y con desmoronamientos generalizados.

D) VEGETACIÓN PRE-INCENDIO. Este apartado recoge información orientada a predecir la respuesta de la vegetación después del incendio. En este sentido, se da especial importancia a las especies rebrotadoras y serótinas por su mayor potencial y velocidad de regeneración. Los intervalos de recubrimiento utilizados se justifican en el hecho de que por debajo de un 30-40% el recubrimiento es insuficiente para reducir la erosión hídrica, mientras que por encima de un 60% no suele haber problemas de erosión.

1. ARBOLADO

- **FCC:** fracción de cabida cubierta, en tanto por cien (<20%, 20-40%, 40-60%, 60-80%, >80%).
- **Distribución de los pies de arbolado:** uniforme, pies aislados, mosaico de arbolado y matorral/herbazal, mosaico de arbolado adulto y regeneración arbórea.
- **Nombre de las especies presentes, ocupación para cada una (antes del fuego) y estado de desarrollo de la masa.** Indicar la ocupación de cada especie (abundancia relativa respecto al conjunto del estrato arbóreo, valorándola de 0 a 10). Señalar la clase natural de edad (Tabla III-3) para cada especie (en el caso de masas con una estructura que tienda a la regularidad). En el caso de estructuras con tendencia a la irregularidad, señalar el porcentaje de pies con un tamaño asimilable a cada una de las clases naturales de edad.
- **Origen de la masa:** natural (o sin evidencias de reforestación), por plantación o por siembra.
- **En el caso de especies serótinas:** señalar la abundancia de conos/frutos que presenta la masa en copa. Las especies serótinas tienen una buena capacidad de respuesta al incendio, siempre que hayan alcanzado la madurez reproductiva. A este respecto, en el caso de *P. halepensis* las mayores dudas se presentan durante la fase de monte bravo, ya que la producción de piñas a esa edad muestra gran va-

riabilidad. En este caso, se considera que un monte bravo muestra abundante piña si se observan de media más de 10 piñas por árbol, lo que asegura la existencia de cierta cantidad de piña serótina.

Tabla III-3. Descripción de las clases naturales de edad en masas regulares densas

| Clase natural de edad | Descripción |
|-----------------------|--|
| Diseminado/repoblado | Hasta que se inicia la tangencia de copas |
| Monte bravo | Hasta que comienza la poda natural de las ramas que quedan a la sombra |
| Latizal | Hasta que el diámetro normal alcanza los 20 cm |
| Fustal | Diámetro normal mayor de 20 cm |

2. MATORRAL

- **Recubrimiento total del matorral:** estimar el porcentaje de suelo que recubría el matorral antes del fuego (excluyendo las áreas de afloramientos rocosos generalizados).
- **Especies** más abundantes antes del fuego y ocupación que cada una de ellas presentaba. No es necesario identificar todas las especies arbustivas, sino simplemente las que proporcionaban mayor recubrimiento del suelo antes del incendio. Para reconocer las especies arbustivas en los incendios de alta severidad sólo se dispone de los restos leñosos gruesos, por lo que es necesario cierto entrenamiento para realizar esta identificación.
- **Recubrimiento de especies rebrotadoras:** estimar el porcentaje de suelo que el matorral rebrotador recubría antes del fuego (excluyendo las áreas de afloramientos rocosos generalizados).

3. ESTRATO HERBÁCEO

- **Recubrimiento total herbáceo:** estimar el porcentaje de suelo que las herbáceas recubrían antes del fuego (excluyendo las áreas de afloramientos rocosos generalizados).
- **Especies** más abundantes antes del fuego y ocupación que presentaba cada una de ellas. No es necesario identificar todas las especies herbáceas, sino simplemente las que proporcionaban un recubrimiento significativo del suelo antes del incendio. El reconocimiento de las especies y la estimación del recubrimiento herbáceo puede resultar imposible en algunos incendios de alta severidad; a veces es posible inferirlo a partir de parches de vegetación sin quemar en los alrededores.
- **Recubrimiento de especies rebrotadoras:** estimar el porcentaje de suelo que las herbáceas rebrotadoras recubrían antes del fuego (excluyendo las áreas de afloramientos rocosos generalizados).

4. MODELO DE COMBUSTIBLE.

- Indicar el modelo de combustible de la vegetación previa al fuego, según la clasificación del ICONA (MAPA 1987, Tabla III-4). En Rodríguez & Molina (2010) puede consultarse una versión actualizada.

Tabla III-4. Modelos de combustible (MAPA, 1987)

| Grupo | Modelo | Descripción |
|--|--------|---|
| Pastos | 1 | Pasto fino, seco y bajo, que recubre completamente el suelo. Pueden aparecer algunas leñosas ocupando menos de 1/3 de la superficie |
| | 2 | Pasto fino, seco y bajo, que recubre completamente el suelo. Las leñosas cubren de 1/3 a 2/3 de la superficie, pero la propagación del fuego se realiza por el pasto. |
| | 3 | Pasto grueso, denso, seco y alto (más de 1 m). Modelo típico de sabanas y zonas pantanosas con clima templado-cálido. Campos de cereal. |
| Matorral | 4 | Matorral o plantación joven muy densa; de más de 2 m de altura; con ramas muertas en su interior. Propagación del fuego por las copas de las plantas. |
| | 5 | Matorral denso y verde, de menos de 1 m de altura. Propagación del fuego por la hojarasca y el pasto. |
| | 6 | Parecido al modelo 5, pero con especies más inflamables o con restos de corta y con plantas de mayor talla. |
| | 7 | Matorral de especies muy inflamables; de 0,5 a 2 m de altura, situado como sotobosque en masas de coníferas. |
| Hojarasca bajo arbolado | 8 | Bosque denso, sin matorral. Propagación del fuego por la hojarasca muy compacta. P. ej. bosques densos de pino silvestre o haya. |
| | 9 | Parecido al modelo 8, pero con hojarasca menos compacta formada por acículas largas y rígidas o follaje de frondosas de hojas grandes. P. ej. monte de <i>Pinus pinaster</i> , castaño o <i>Quercus pyrenaica</i> . |
| | 10 | Bosque con gran cantidad de leña y árboles caídos, como consecuencia de vendavales, plagas intensas, etc. |
| Restos de corta y operaciones selvícolas | 11 | Bosque claro o fuertemente aclarado. Restos de poda o aclareo dispersos, con plantas herbáceas rebrotando. |
| | 12 | Predominio de los restos sobre el arbolado. Restos de poda o aclareo cubriendo todo el suelo. |
| | 13 | Grandes acumulaciones de restos gruesos y pesados cubriendo todo el suelo. |

E) ESTADO POST-INCENDIO DE LA VEGETACIÓN. El objetivo de este apartado es evaluar la severidad del incendio sobre la vegetación.

1. ARBOLADO

Severidad: para cada especie arbórea presente, señalar la severidad de afección por el fuego (Tabla III-5, Figura III-11 y 12). En el caso de que la severidad en la parcela hubiera sido heterogénea, señalar el porcentaje de árboles que se vieron afectados con cada grado de severidad.



Figuras III- 11. Pinar con un mosaico de zonas no quemadas y quemadas con severidad baja, media y alta.



Figuras III- 12. Pinar que ha ardido con severidad muy alta.

¿Se observan piñones en el suelo? Las especies serótinas muestran una importante dispersión de semilla durante los días posteriores al fuego. Indicar la abundancia de semillas observada. Las alas de los piñones pueden servir como indicador. Una pequeña sacudida al árbol puede ayudar a observar el fenómeno. La cantidad de piñones se considera abundante si se estima que en condiciones normales podría dar lugar a una masa de espesura completa. Por ejemplo para *P. halepensis* podría considerarse abundante 1 piñón m^{-2} , pero no 1 piñón por cada 5 m^{-2} , considerando que será necesario que unos 2000 pies ha^{-1} alcancen la edad de monte bravo para alcanzar una FCC mayor del 70-80%.

Tabla III-5. Grados de severidad de afección al arbolado

| Severidad | Descripción |
|-----------|--|
| Baja | La base del tronco se ha visto chamuscada, pero la copa se mantiene verde. |
| Media | El tronco se ha visto parcialmente chamuscado. Parte de la copa se ha soflamado o se ha consumido, pero más del 50% de la misma se mantiene verde. |
| Alta | La copa se ha visto afectada principalmente por soflamado (por radiación de la llama del fuego de superficie), de manera que más del 50% de la copa mantiene las hojas secas en las ramas. Estas hojas pueden estar en el suelo si la prospección se realiza varias semanas después del fuego. En algunos casos puede mantenerse una parte de la copa verde. En otros pueden haberse consumido las hojas de una parte de la copa. |
| Muy alta | La copa se ha visto afectada principalmente por combustión (fuego de copa), de manera que las hojas se han consumido completamente. Menos de un 50% de la copa mantiene hojas secas en las ramas. |

2. MATORRAL

Severidad: señalar la severidad de afección por el fuego (Tabla III-6, Figuras III-13 y 14). En el caso de que la severidad en la parcela hubiera sido heterogénea, señalar sólo el grado de severidad dominante.



Figuras III-13. Esqueleto de aulaga que ha ardido con severidad alta.



Figuras III-14. Matorral de coscoja que ha ardido con severidad muy alta.

Tabla III-6. Grados de severidad de afección al matorral

| Severidad | Descripción |
|-----------|---|
| Baja | Más del 50% del matorral prácticamente no afectado o con porciones importantes aún verdes |
| Media | Más del 50% afectado, aunque se encuentren plantas con algunas partes verdes |
| Alta | Todo el matorral quemado (sin hojas verdes) pero con ramillas finas terminales sin consumir |
| Muy alta | Totalmente chamuscado (solo permanecen las ramas más gruesas en pie (aprox > 6 mm)) |

3. ESTRATO HERBÁCEO

Severidad: señalar la severidad de afección por el fuego (Tabla III-7, Figura 15). En el caso de que la severidad en la parcela hubiera sido heterogénea, señalar sólo el grado de severidad dominante.

Tabla III-7. Grados de severidad de afección al estrato herbáceo

| Severidad | Descripción |
|-----------|--|
| Baja | El fuego ha dejado bastantes restos verdes |
| Media | Las herbáceas han quedado chamuscadas o carbonizadas, de manera que la estructura de las hojas sigue siendo reconocible. |
| Alta | Las herbáceas han sido consumidas por el fuego. |



Figura III-15. Macolla de gramínea que ha ardido con severidad media.

F) ESTADO POST-INCENDIO DEL SUELO. El objetivo de este apartado es evaluar la severidad del incendio sobre el suelo y sobre el riesgo de erosión hídrica post-incendio. Esta información debe registrarse inmediatamente después del incendio ya que, evidentemente, la proporción de suelo desnudo evoluciona rápidamente a lo largo de las semanas y meses posteriores. En general, el año después de un incendio constituye la época de mayor vul-

nerabilidad a la erosión hídrica y debe valorarse si el recubrimiento orgánico o pedregoso existente es capaz de proteger eficazmente al suelo.

- **Suelo desnudo.** Indicar el porcentaje de suelo que después del fuego ha quedado descubierto, sin recubrimiento vegetal, de hojarasca o de piedras (la ceniza no se considera protección del suelo, así que computa como suelo desnudo). Se excluye para este cálculo la parte de parcela ocupada por afloramientos rocosos (Figura III-16)



Figura III-16. Suelo con abundante pedregosidad superficial.

- **Fragmentos de roca.** Indicar el porcentaje de suelo que está recubierto por pedregosidad superficial (excluyendo afloramientos rocosos).
- **Afloramientos rocosos.** Señalar el grado de ocurrencia de afloramientos rocosos: inexistentes, puntuales (ocupando menos de un 5% de la superficie), frecuentes (ocupando entre un 5 y un 40% de la superficie) o generalizados (ocupando más de un 40% de la superficie).
- **Grado de encostramiento del suelo.** Estimable a través del grosor de la costra y de su consistencia cuando está seca: los encostramientos leves suelen presentar menos de 2 mm de grosor y se rompen fácilmente, los moderados suelen presentar 2-5 mm y los severos suelen presentar más de 5 mm y son muy duros. Las laderas con encostramientos severos son una fuente de escorrentía.
- **Presencia significativa de costra biológica continua.** Indicar si existe una presencia frecuente o generalizada de líquenes, cianobacterias, algas, musgos, etc. recubriendo el suelo. Si estos organismos sólo aparecen puntualmente, no es necesario consignar su presencia.

Horizontes orgánicos

Hojarasca afectada. Indicar el grado de afección del fuego al horizonte de hojarasca que recubre el suelo, en caso que lo haya: (a) al menos una parte de la hojarasca ha que-

dado intacta, (b) domina la hojarasca chamuscada, carbonizada o parcialmente consumida, (c) la mayor parte de la hojarasca ha quedado reducida a cenizas (Figuras III-17).



Figuras III-17. Arriba hojarasca chamuscada (parcialmente afectada); abajo hojarasca consumida en su mayor parte. Esta variable se usa como indicador de la severidad del incendio sobre el suelo.

- **Superficie del suelo que permanece con hojarasca no consumida.** Estimar el porcentaje de superficie que después del fuego queda recubierto con hojarasca intacta, chamuscada o carbonizada.
- **Hojarasca caída tras fuego o susceptible de caer pronto.** Las copas soflamadas mantienen durante un corto periodo de tiempo las hojas secas en la rama. Estas hojas acaban cayendo en semanas y pueden actuar como acolchado (*mulch*). Indicar si este fenómeno se va a producir en la parcela y el porcentaje de recubrimiento del suelo que podría aportar (Figura III-18).



Figuras III-18. Suelo cubierto por las acículas caídas después del incendio.

- **Profundidad de la capa de hojarasca que permanece tras fuego** (en cm).
- **Cenizas blancas:** una elevada severidad del fuego sobre el suelo se manifiesta en que la ceniza resultante es blanca o gris claro. Determinar si en la parcela: (a) no existe ceniza blanca, (b) si sólo aparece en algunos puntos con acúmulo de combustible (p. ej. algunas cepas gruesas que se han consumido), o (c) si aparece de manera generalizada (Figura III-19).





Figuras III-19. Arriba presencia de cenizas blancas puntual, bajo acúmulo de combustible. Debajo presencia generalizada de cenizas blancas, lo que indica que el fuego afectó al suelo con severidad muy alta.

- **Movimientos de ceniza tras las lluvias.** En el caso de que se hayan producido precipitaciones entre el incendio y la prospección (registradas en la ficha 2), indicar si la lluvia ha movilizadado la ceniza en zonas puntuales o de forma generalizada.
- **Desprendimientos/corrimientos de tierra.** En el caso de que se hayan producido movimientos en masa tras el incendio, indicar si han sido puntuales o generalizados en la parcela
- **Desmoronamiento de muretes en bancales.** En el caso de que se hayan derrumbado muretes o taludes de terrazas tras el incendio, indicar si estos fenómenos han sido puntuales o generalizados en la parcela.

G. OBSERVACIONES

Otros aspectos relevantes para evaluar el riesgo de erosión o la recuperación de la vegetación: recurrencia de incendios si se dispone del dato, abundancia de carriles de motocross o sendas de ganado, signos de elevada densidad de herbívoros, etc.

Guía técnica para la gestión de montes quemados

| FICHA 3. PUNTO DE MUESTREO/OBSERVACIÓN | | Fecha de muestreo: ____/____/____ | | | | | | | | | | | |
|--|---|--|--|--------------|-------|------------|--------|------|----------|-----|-------|--------|------|
| Nº PUNTO: | | Puntos asignados por semejanza | | | | | | | | | | | |
| A) DATOS GENERALES | | | | | | | | | | | | | |
| UTM x: | UTM y: | Altitud (m): | | | | | | | | | | | |
| Relieve dominante: llano, cumbre, muela, piedemonte, glacis, fondo de valle/barranco, ladera cóncava/convexa. | | | | | | | | | | | | | |
| Orientación dominante: | N NE E SE S SW W NW TV | | | | | | | | | | | | |
| Pendiente dominante: | <table border="1"> <tr> <td>(porcentaje)</td> <td><15%</td> <td>15-30%</td> <td>30-45%</td> <td>>45%</td> </tr> <tr> <td>(grados)</td> <td><7º</td> <td>7-15º</td> <td>15-25º</td> <td>>25º</td> </tr> </table> | | | (porcentaje) | <15% | 15-30% | 30-45% | >45% | (grados) | <7º | 7-15º | 15-25º | >25º |
| (porcentaje) | <15% | 15-30% | 30-45% | >45% | | | | | | | | | |
| (grados) | <7º | 7-15º | 15-25º | >25º | | | | | | | | | |
| Actuaciones selvícolas realizadas en la zona afectada: | | | | | | | | | | | | | |
| Sobre la vegetación (replantaciones, tratamientos selvícolas, etc.): _____ | | | | | | | | | | | | | |
| Sobre el suelo (subsulado, ahoyado, banquetas, etc.): _____ | | | | | | | | | | | | | |
| Causas manifiestas degradación del suelo (sobrepastoreo, movimientos de tierra, arrastraderos, etc.) | | | | | | | | | | | | | |
| Reflejar las más importantes: | | | | | | | | | | | | | |
| B) ESTADO FITOSANITARIO | | | | | | | | | | | | | |
| Presencia de plagas, enfermedades o daños por factores abióticos: | | NO | SÍ | | | | | | | | | | |
| Especie afectada | Agente causante | Grado afección | Peligro extensión | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Grado afección: 1= leve 2=moderado 3=elevado.</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Peligro extensión plaga o enfermedad: 0=inexistente 1=leve 2=moderado 3=elevado</i> | | | | | | | | | | | | | |
| C) ESTADO DEL SUELO PRE-INCENDIO | | | | | | | | | | | | | |
| Litología | | Suelo | | | | | | | | | | | |
| Profundidad del suelo (dominante): | | superficial (<30cm) | profundo (>30cm) | | | | | | | | | | |
| Eferescencia al HCl: | no | poca | viva | | | | | | | | | | |
| Valor de pH del suelo mineral entre 0 y 5 cm: | | | | | | | | | | | | | |
| Tipo de erosión (indicar para cada tipo su intensidad: Ninguna / Leve / Moderada / Severa) | | | | | | | | | | | | | |
| Erosión laminar _____ | Badlands _____ | Movimientos en masa _____ | | | | | | | | | | | |
| Regueros _____ | Acumulación _____ | Desmoramiento muretes _____ | | | | | | | | | | | |
| Cárcavas _____ | Erosión/deposición eólica _____ | Otros _____ | | | | | | | | | | | |
| Existencia de bancales | <table border="1"> <tr> <td>No</td> <td>Pocos</td> <td>Abundantes</td> </tr> </table> | | | No | Pocos | Abundantes | | | | | | | |
| No | Pocos | Abundantes | | | | | | | | | | | |
| Vegetación bancales: | Cultivos activos Abandonados pero no colonizados Colonizados vegetación forestal | | | | | | | | | | | | |
| Estado de los bancales: | Buen Estado Desmoronamientos puntuales Desmoronamientos generalizados | | | | | | | | | | | | |
| D) VEGETACIÓN PRE-INCENDIO | | | | | | | | | | | | | |
| Arbolado | | | | | | | | | | | | | |
| %FCC | | | | | | | | | | | | | |
| Distribución: | uniforme, pies aislados, mosaico arbolado y matorral/herbazal, mosaico arbolado adulto y regenerado | | | | | | | | | | | | |
| Especie | Ocupación | % Repoblado | % Mte bravo | | | | | | | | | | |
| | | | % Latizal | | | | | | | | | | |
| | | | %Fustal | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Origen masa arbórea dominante | Plantación | Natural o sin evidencias de plantación | | | | | | | | | | | |
| En el caso de especies serótinas: | | | | | | | | | | | | | |
| | Masas con poca piña | Masas con abundantes piñas | Masas sin piñas (generalmente pinar de regeneración) | | | | | | | | | | |
| Matorral | | | | | | | | | | | | | |
| %Recubrimiento total matorral | <30% | 30-60% | >60% | | | | | | | | | | |
| Especie | Ocup (0-10) | Especie | Ocup (0-10) | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| %Recubrimiento de especies rebrotadoras: | <30% | 30-60% | >60% | | | | | | | | | | |
| Estrato herbáceo | | | | | | | | | | | | | |
| %Recubrimiento total herbáceo: | <30% | 30-60% | >60% | | | | | | | | | | |
| Especie | Ocup (0-10) | Especie | Ocup (0-10) | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| %Recubrimiento herbáceas rebrotadoras | <30% | 30-60% | >60% | | | | | | | | | | |
| Modelo de combustible (de 1 a 13) | | | | | | | | | | | | | |

Guía técnica para la gestión de montes quemados

| FICHA 4. PUNTO DE MUESTREO/OBSERVACIÓN | | | | Fecha de muestreo: ____/____/____ | |
|---|--|---------------------------------------|--------------------------------|--|--------------------------------------|
| Nº PUNTO: | | Puntos asignados por semejanza | | | |
| E) ESTADO POST-INCENDIO VEGETACIÓN | | | | | |
| Severidad afección arbolado | | | | | |
| Especie | Baja | Media | Alta | Muy alta | % de pies en cada clase de severidad |
| | | | | | |
| | | | | | |
| <i>Baja: parcialmente afectado en base de tronco, copa verde</i> <i>Media: tronco parcialmente afectado, >50% copa verde</i> <i>Alta: >50% hojas secas se mantienen en copa; pueden estar en suelo si prospección es semanas después del incendio</i> <i>Muy alta: completamente quemado, hojas consumidas</i> | | | | | |
| ¿Se observan piñones en el suelo? no sí pocos abundantes | | | | | |
| Severidad afección matorral | | | | | |
| Baja | <i>Más del 50% del matorral prácticamente no afectado o con porciones importantes aún verdes</i> | | | | |
| Media | <i>Más del 50% afectado, aunque se encuentren plantas con algunas partes verdes</i> | | | | |
| Alta | <i>Todo el matorral quemado (sin hojas verdes) pero con ramillas finas terminales sin consumir</i> | | | | |
| Muy alta | <i>Totalmente chamuscado (solo permanecen las ramas más gruesas en pie (aprox >6mm))</i> | | | | |
| Severidad afección estrato herbáceo | | | | | |
| Consumido | Parcialmente quemado | | Quedan bastantes restos verdes | | |
| F) ESTADO POST-INCENDIO DEL SUELO | | | | | |
| %Suelo desnudo (sin vegetación, hojarasca ni piedras): | | <30% | 30-60% | >60% | |
| Fragmentos de roca (% cobertura): | | Desnudo a ligeramente pedregoso (<20) | | | |
| Pedregoso (20-60) | | Muy pedregoso (>60) | | | |
| Afloramientos rocosos: | | no | puntuales | frecuentes | generalizados |
| Grado de encostramiento del suelo: | | Ninguno | Leve | Moderado | Severo |
| ¿Presencia significativa de manchas o costra biológica continua? | | Sí | | No | |
| Horizontes orgánicos | | | | | |
| Hojarasca afectada: | | intacta | parcialmente quemada | consumida | |
| % superficie suelo que permanece con hojarasca no consumida: | | <30% | 30-60% | >60% | |
| Hojarasca caída tras fuego o susceptible de caer pronto (pinocha): | | sí | | no | |
| % suelo cubierto por hojarasca a corto plazo: | | <30% | 30-60% | >60% | |
| Profundidad capa hojarasca que permanece tras fuego | | | | | |
| superficial (<1cm) | gruesa (1-3 cm) | | muy gruesa (>3 cm) | | |
| Cenizas blancas: | | Ausencia generalizada | | Puntual: solo bajo acúmulo combustible | |
| | | No | Puntual | Generalizada | |
| Movimientos de cenizas tras las lluvias | | | | | |
| Desprendimientos / corrimientos de tierra | | | | | |
| Desmoronamiento de muretes en bancales | | | | | |
| G) OBSERVACIONES | | | | | |
| | | | | | |

■ EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL INCENDIO

Una vez recopilada la información, se procede a evaluar el impacto ecológico del incendio. En esta fase, los datos tomados en las parcelas, junto con el resto de información cartográfica y alfanumérica, se sintetizan y procesan para facilitar el proceso de evaluación. La evaluación integra la información sobre vulnerabilidad ecológica a corto plazo y la severidad del fuego (Figura III-20).

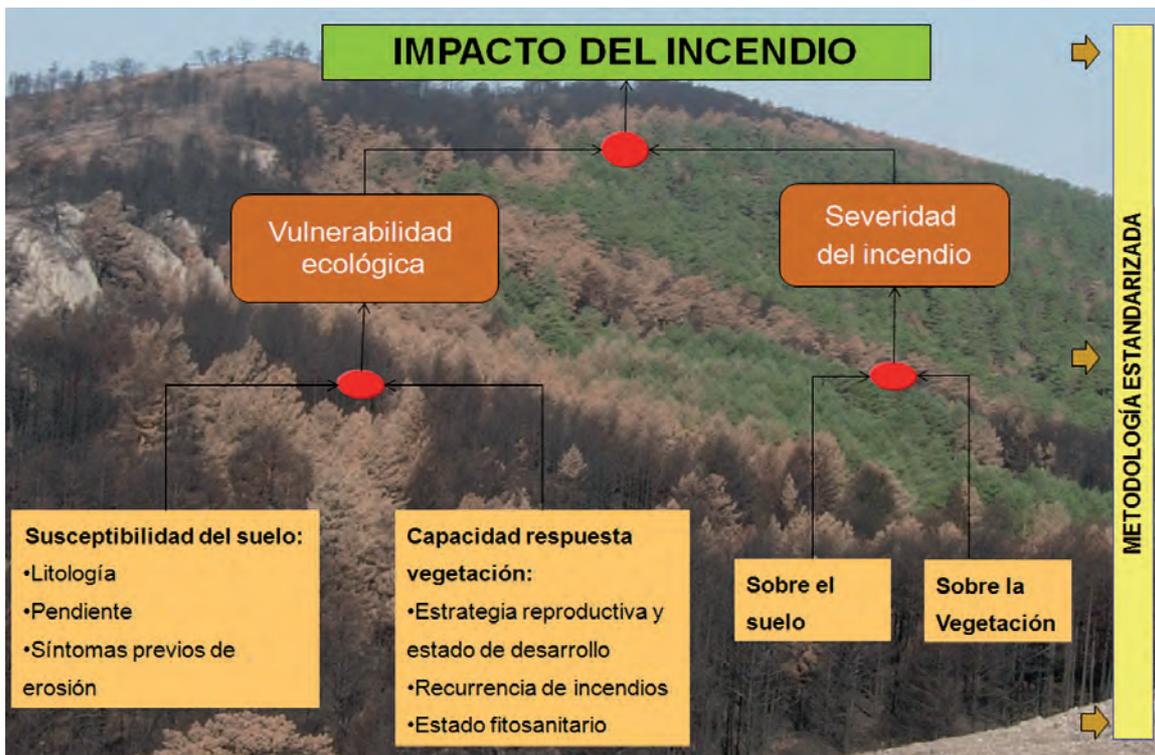


Figura III-20. El impacto ecológico de un incendio depende de la vulnerabilidad ecológica a corto plazo que tenga el rodal y de la severidad del fuego.

Vulnerabilidad ecológica a corto plazo

La vulnerabilidad de la zona quemada se estima a partir de la susceptibilidad del suelo y la capacidad de respuesta de la vegetación (Figura III-20). Los indicadores seleccionados son los siguientes:

- La susceptibilidad del suelo se evalúa mediante la litología (como indicador de la erosionabilidad, a falta de información precisa de las características de los suelos), la pendiente, los signos de erosión previa al incendio y las cubiertas protectoras del suelo (pedregosidad, hojarasca) (Tabla III-8).
- La susceptibilidad de la vegetación se evalúa mediante la capacidad de respuesta de la vegetación que, a su vez, depende de las características de cada uno de los estratos de vegetación (composición, estrategia reproductiva, estado de madurez, recubrimiento), su estado fitosanitario y la recurrencia de incendios (Tabla III-8).

En la Tabla III-8 se muestran los indicadores seleccionados, así como las categorías y rangos establecidos. Estos rangos son orientativos y son susceptibles de ser matizados/modificados en función de los diferentes ámbitos territoriales en los que se realice la evaluación y según los criterios del técnico evaluador.

Aplicando los intervalos definidos en la Tabla III-8 a la información cuantitativa obtenida en los puntos de muestreo se puede obtener una evaluación objetiva y normalizada de la vulnerabilidad. La evaluación se puede realizar para cada punto, para una determinada unidad ambiental o para la totalidad del incendio.

Tabla III-8. Variables usadas para estimar la vulnerabilidad ecológica a corto plazo en grandes incendios en la Comunidad Valenciana.

| VULNERABILIDAD | | BAJA | MEDIA | ALTA | MUY ALTA | |
|-----------------------|-----------------------------|--|-------------------------|----------------------------|------------------------------|--------|
| Suelo | Topografía (Pendiente) | <15% | 15-30% | 31-45% | >45% | |
| | Litología ^a | TIPO I | TIPO II | TIPO III | TIPO IV | |
| | Síntomas previos de erosión | Grado de erosión | Ninguno / Leve | Moderado | Alto | Severo |
| | | Estado banales | No hay o en buen estado | Desmoronamientos puntuales | Desmoronamiento generalizado | |
| | | Grado encostramiento | Leve | Moderado | Severo | |
| | Protección del suelo | % Suelo desnudo | <30% | 30-60% | | >60% |
| Grosor capa hojarasca | | >3 cm | 1-3 cm | <1 cm | | |
| Vegetación | Capacidad de respuesta | FCC de <i>P. halepensis</i> / <i>P. pinaster</i> en estado fustal/latizal o de arbolado rebrotador | >60 | 30-60 | | <30 |
| | | Recubrimiento matorral rebrotador | >60 | 30-60 | | <30 |
| | | Recubrim. herbáceas rebrotadoras | >60 | 30-60 | | <30 |
| | Recurrencia de incendios | Nº incendios previos en los últimos 20 años | 0 | 1 | 2 | >2 |
| | Estado fitosanitario | Presencia de plagas y/o presencia de daños por agentes abióticos | Leve o inexistente | Moderado | Alto | |

^a Las litologías más comunes se han agrupado en estas categorías: TIPO 1: calizas; dolomías; calizas con dolomías o calcarenitas; calizas y areniscas. TIPO 2: calizas margosas; calcarenitas; calizas tobáceas; conglomerados; conglomerados y arcillas; calizas y margas; flysch; calcarenitas y margas; dolomías y margas; areniscas; pizarras, esquistos y cuarcitas. TIPO 3: granitos, conglomerados con arcillas; TIPO 4: arenas; arcillas; arcillas con arenas; yesos; margas; arcillas con margas o limos.

Severidad del fuego

La severidad es una medida del grado de consumo de materia orgánica viva o muerta causado por el fuego y se estima a partir de los datos recogidos en el campo, sobre la vegetación y la superficie del suelo. Esta estimación puede complementarse con los valores de severidad obtenidos a partir de imágenes de satélite de alta resolución, en el caso de que sea posible obtenerlos de forma rápida (Figuras III-21 y 22).

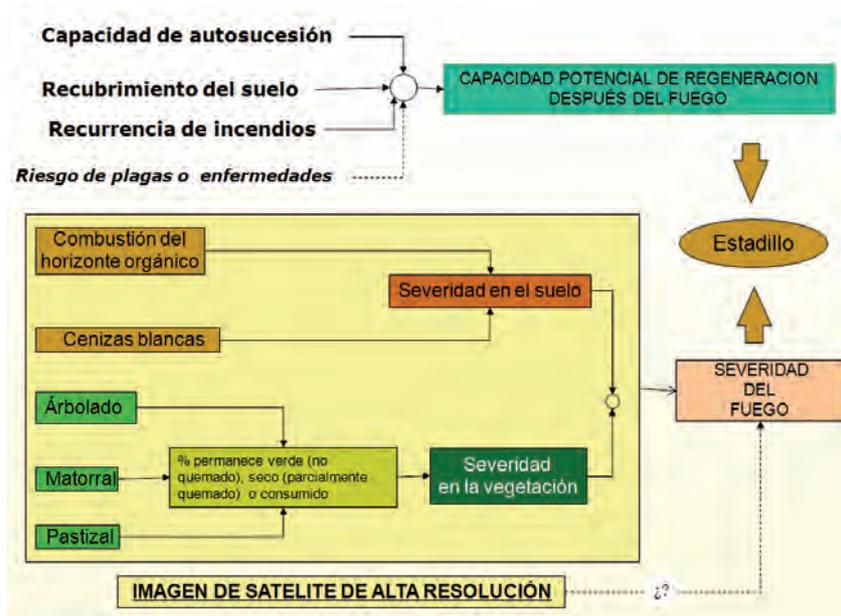


Figura III-21. Esquema utilizado para evaluar la severidad de un fuego, integrando las medidas de campo. La evaluación puede complementarse con índices obtenidos de imágenes de teledetección (ver Figura III-22).

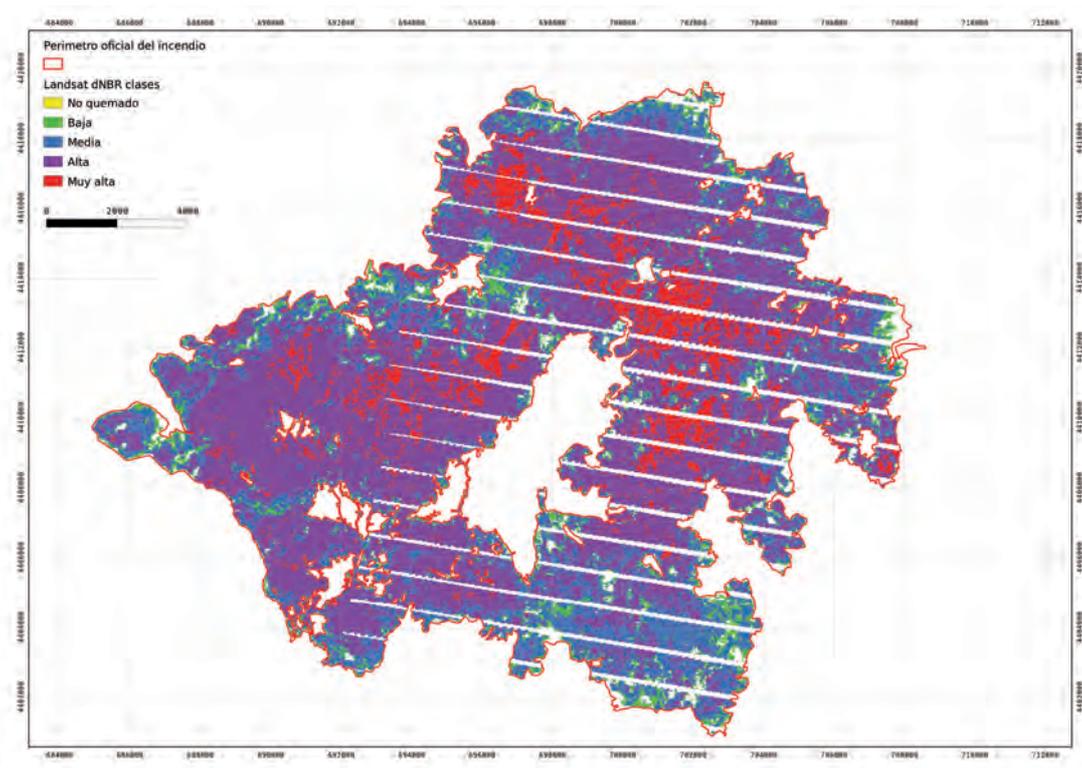


Figura. III-22. Estimación de la severidad del incendio de Andilla (junio de 2012) mediante imágenes Landsat. Los valores de severidad se corresponden con el índice dNBR (Key y Benson, 2006): amarillo: no quemado (0-0,140), verde: baja severidad (0,1 – 0,70), azul: media (0,71 – 0,165), morado: alta (0,166- 0,300), rojo: muy alta (0.301-0.5); las rayas blancas corresponden a zonas sin información por fallo en el sensor Landsat 7. La imagen se procesó en Julio de 2012, tomando como referencia de la situación previa al incendio, la imagen correspondiente a 05/05/2012 y la imagen del 19/07/2010 como referencia posterior al incendio.

La severidad sobre el suelo se evalúa mediante el grado de afección al horizonte orgánico y la presencia de cenizas blancas. La severidad sobre la vegetación se evalúa mediante el grado de afección a cada uno de los estratos. Los indicadores propuestos para esta evaluación figuran en la Tabla III-9. También pueden consultarse las claves de Vega et al (2013a), Pereira y Bodí (2013) y Lozano y Jiménez-Pinilla (2013).

Tabla III-9. Variables usadas para estimar la severidad del fuego.

| SEVERIDAD | | BAJA | MEDIA | ALTA | MUY ALTA |
|-----------------------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| Severidad suelo | Hojarasca afectada (grado) | Intacta | Quemada parcialmente | Consumida | |
| | Presencia cenizas blancas | Ausente | | Puntual | Generalizadas |
| Severidad vegetación | Arbolado | Tronco afectado parcialmente | >50% copa verde | >50% hojas secas en copa | Hojas consumidas |
| | Matorral | Rodales casi no afectados | Plantas con algunas hojas verdes | Ramillas finas sin consumir | Sólo quedan ramas gruesas |
| | Estrato herbáceo | Restos verdes | Quemado parcialmente | Consumido | |
| Otras afecciones singulares | | | | | |

Las Tablas III-8 y III-9 recogen de forma independiente, las variables y baremos recomendados para la evaluación de la vulnerabilidad y severidad. Para cada punto de muestreo esta información puede analizarse en una ficha resumen (Tabla III-10), a partir de la cual puede analizarse la distribución de categorías de vulnerabilidad y severidad. A su vez, la información de esta ficha puede resumirse en una tabla que muestra el porcentaje de puntos para cada una de las categorías de vulnerabilidad y severidad (Tabla III-11).

La evaluación del impacto se realiza para cada una de las unidades identificadas, según la distribución de categorías de vulnerabilidad y severidad (Tablas III-8/III-11). La evaluación puede finalizar en esta fase o, según cada situación específica y experiencia de cada técnico evaluador, se puede realizar una integración para indicar un valor sintético del impacto, para cada unidad y para la globalidad del incendio. Dado el carácter flexible y orientador de la guía, los criterios para la integración, así como las correspondientes ponderaciones, quedan a juicio del técnico evaluador.

Tabla III-10. Ficha resumen de vulnerabilidad y severidad en cada uno de los puntos de muestreo. En cada punto se marca, para cada variable de evaluación, la casilla correspondiente al valor existente. Para facilitar la visualización se asigna color verde a los valores correspondientes a baja vulnerabilidad o baja severidad y color ocre intenso a los valores correspondientes a alta vulnerabilidad o alta severidad.

| B | | | | A | | | | Ud. ambiental | | SEVERIDAD | |
|---|--|--|--|---|---|---|---|---------------------------------|--|------------------------|-----------------------------|
| | | | | 1 | 2 | 3 | : | Nº punto | | | |
| | | | | | | | | <15% | Pendiente | VULNERABILIDAD | |
| | | | | | | | | 15-30% | | | |
| | | | | | | | | >30% | | | |
| | | | | | | | | Tipo I | Litología | | |
| | | | | | | | | Tipo II | | | |
| | | | | | | | | Tipos III, IV | | | |
| | | | | | | | | Ninguno/leve | Grado de erosión | | Sintomas previos de erosión |
| | | | | | | | | Moderado | | | |
| | | | | | | | | Alto/severo | | | |
| | | | | | | | | Buen estado | Estado bancales | | |
| | | | | | | | | Derrumbe puntual | | | |
| | | | | | | | | Derrumbe general | | | |
| | | | | | | | | No hay / Leve | Grado encostramiento | | |
| | | | | | | | | Moderado | | | |
| | | | | | | | | Severo | | | |
| | | | | | | | | <30% | % suelo desnudo | | Protección del suelo |
| | | | | | | | | 30-60% | | | |
| | | | | | | | | >60% | | | |
| | | | | | | | | >3 cm | Grosor capa hojarasca | | |
| | | | | | | | | 1-3 cm | | | |
| | | | | | | | | < 1 cm | | | |
| | | | | | | | | FCC > 60% | Bosque maduro serotino o rebrotador | Capacidad de respuesta | |
| | | | | | | | | FCC 30-60% | | | |
| | | | | | | | | FCC < 30% | | | |
| | | | | | | | | Recubr > 60% | Matorral rebrotador | | |
| | | | | | | | | Recubr 30-60% | | | |
| | | | | | | | | Recubr < 30% | | | |
| | | | | | | | | Recubr > 60% | Herbáceas rebrotadoras | | |
| | | | | | | | | Recubr 30-60% | | | |
| | | | | | | | | Recubr < 30% | | | |
| | | | | | | | | 0 | Recurrencia incendios en los últimos 20 años | | |
| | | | | | | | | 1 | | | |
| | | | | | | | | >1 | | | |
| | | | | | | | | Leve / no hay | Daños por plagas y/o abióticos | | |
| | | | | | | | | Moderado | | | |
| | | | | | | | | Elevado | | | |
| | | | | | | | | Intacta | Hojarasca afectada (grado) | | |
| | | | | | | | | Quemada parcial | | | |
| | | | | | | | | Consumida | | | |
| | | | | | | | | Ausentes | Presencia cenizas blancas | | |
| | | | | | | | | Puntuales | | | |
| | | | | | | | | Generalizadas | | | |
| | | | | | | | | >50% copa verde | Arbolado | | |
| | | | | | | | | >50% hoja seca | | | |
| | | | | | | | | Copa consumida | | | |
| | | | | | | | | Hojas verdes | Matorral | | |
| | | | | | | | | Ramillos finos | | | |
| | | | | | | | | Ramas gruesas | | | |
| | | | | | | | | Restos verdes | Herbáceas | | |
| | | | | | | | | Quemada parcial | | | |
| | | | | | | | | Consumidas | | | |
| | | | | | | | | Otras afecciones singulares.... | | | |

Tabla III-11. Tabla de síntesis para estimar el impacto ecológico, en base a la distribución del porcentaje de puntos de muestreo existente en cada categoría de vulnerabilidad y severidad.

| Porcentaje de puntos | | BAJA | MEDIA | ALTA | MUY ALTA |
|----------------------|----------------|------|-------|------|----------|
| Unidad 1 | VULNERABILIDAD | | | | |
| | Suelo | | | | |
| | Vegetación | | | | |
| | SEVERIDAD | | | | |
| | Suelo | | | | |
| | Vegetación | | | | |
| Unidad n | VULNERABILIDAD | | | | |
| | Suelo | | | | |
| | Vegetación | | | | |
| | SEVERIDAD | | | | |
| | Suelo | | | | |
| | Vegetación | | | | |
| Incendio | VULNERABILIDAD | | | | |
| | Suelo | | | | |
| | Vegetación | | | | |
| | SEVERIDAD | | | | |
| | Suelo | | | | |
| | Vegetación | | | | |

■ RECOMENDACIONES

La información recopilada en la prospección de campo permite identificar las zonas más vulnerables y el grado de severidad del incendio. Para completar el proceso de evaluación es necesaria una última fase de análisis y de recomendaciones. Así, en los casos necesarios, será preciso concretar las actuaciones más urgentes para estabilizar la zona quemada y prevenir riesgos (Napper, 2006; Vallejo et al 2009; Vega 2010; Moreira et al 2012; Vega et al 2013a; de las Heras 2013), priorizando las zonas con alto riesgo de erosión y en los que la respuesta de la vegetación se prevea insuficiente (Figura III-23).



Figura III-23. Resumen del proceso seguido para la recomendación de actuaciones urgentes.

En nuestro ámbito, después de un incendio los principales riesgos que hay que prever son los derivados de la escorrentía en laderas y la gestión de la madera quemada. En ambos casos, para que las soluciones aportadas sean eficaces, se requiere la máxima rapidez en la identificación de las alternativas.

Riesgo por erosión en laderas

La degradación del suelo y el riesgo de erosión por la pérdida de la cubierta vegetal suelen ser los procesos más críticos después de un incendio (Vallejo, 1999). Para prevenir estos riesgos, las zonas con necesidades de actuación se localizan generalmente en laderas con presencia de varios de estos factores: riesgo de intensa precipitación, pendientes pronunciadas, suelos erosionables y dominancia de germinadoras (Figura III-24).

Si el riesgo de intensa precipitación es muy alto y el incendio ha afectado a una cuenca muy extensa con una alta severidad, habrá que realizar un análisis hidrológico para poder dimensionar tratamientos específicos en los cauces con el objetivo de prevenir daños por avenidas. A nivel de cuenca, después de un incendio se pueden aplicar diversas metodologías para analizar la producción de sedimentos y escorrentía. Bautista y Mayor (2010) describen métodos para la evaluación y seguimiento del impacto de los incendios a escala de cuenca; aproximaciones en base a modelos pueden obtenerse con la aplicación del modelo de número de curva (NRCS, 1986), el ya comentado RUSLE o el modelo WEPP (Elliot et al, 1999). En Robichaud y Ashmun (2012) se describen modelos y aplicaciones desarrolladas en Estados Unidos. En nuestras condiciones, un detallado estudio hidrológico

de los efectos de un incendio puede consultarse en Delgado et al (2005); Cancelo-González et al (2013) realiza comparaciones entre una cuenca quemada y otra no quemada de Galicia.

Los análisis hidrológicos detallados y, sobre todo, las actuaciones en los cauces requieren bastantes meses de análisis y ejecución. En cualquier caso, es perceptivo evaluar la necesidad de realizar acciones de emergencia en las laderas más vulnerables (a realizar con anterioridad a las primeras precipitaciones otoñales). En estas situaciones, los criterios básicos para la selección de las técnicas susceptibles de aplicación pueden plantearse como un sistema de ayuda a la toma de decisiones (Figura III-24):

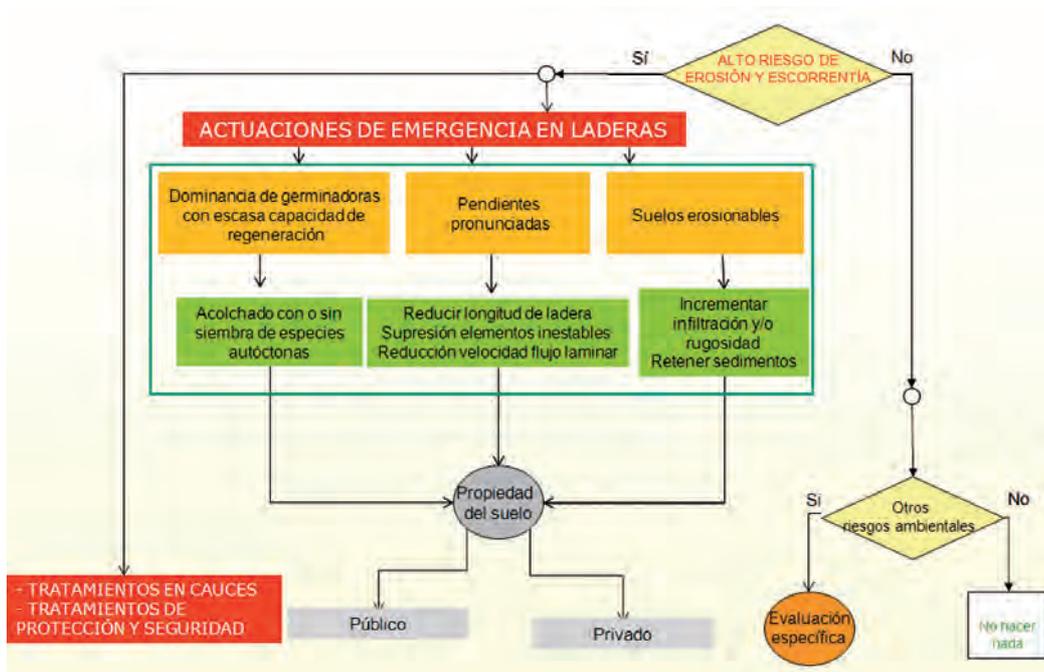


Figura III-24. Esquema de apoyo en la toma de decisión para evaluar la necesidad de aplicar actuaciones urgentes de lucha contra la erosión en laderas.

En el Anejo III “Actuaciones de emergencia para el control de la erosión en laderas” se indica una recopilación de técnicas para el control de la erosión en laderas. La información incluye una descripción de la técnica y resultados obtenidos en su aplicación.

Tratamiento de la madera quemada

En las zonas quemadas con arbolado, una de las primeras cuestiones que suelen plantearse es la conveniencia de extraer la madera quemada. La extracción (o no extracción) es una decisión compleja y muy dependiente de las condiciones del sitio (Peterson et al 2009; Vega et al, 2013a), sobre la que no siempre se dispone de suficiente información apoyada en evidencias experimentales (Peterson et al 2009; Rodríguez et al, 2013) y que suele generar controversias (y no sólo en nuestro entorno; Lindenmayer & Noss 2006, Donato et al 2006, Peterson et al 2009).

En esta actuación, junto a los factores ecológicos, hay que considerar factores socioeconómicos locales que pueden condicionar la gestión del monte quemado. En ocasiones, la toma de decisiones sobre la necesidad de realizar este tipo de actuación, la época y el procedimiento aplicado, está condicionada por la búsqueda de una rentabilidad económica que permita sufragar la actuación, o al menos una parte de la misma, y que pueda reportar cierto beneficio económico al propietario (Peterson et al 2009, Vallejo et al, 2012), factor que resulta determinante si el monte quemado tenía una orientación productiva. La rentabilidad de esta actuación está limitada, a su vez, por la tecnología disponible, el tiempo transcurrido desde el incendio hasta la extracción, la distancia a las vías de comunicación y el volumen de madera disponible, factores que influyen en el coste total de la extracción. Por ello, no siempre el precio de la madera quemada permite financiar esta operación, e incluso puede originar sobrecostes en el proceso de restauración de las zonas quemadas (Leverkus et al, 2012). Por tanto, en numerosas ocasiones el gestor tiene que afrontar el reto de conciliar el aprovechamiento de los recursos con la sostenibilidad de la gestión (Vega et al 2013a), reto que presenta muchas dificultades especialmente en los grandes incendios, donde se llegan a movilizar cientos de miles de metros cúbicos de madera, en un proceso que necesariamente se extiende en el tiempo durante 2 o más años y que está condicionado por factores ambientales, técnicos y administrativos y que, además, debe compaginar varios objetivos (por ejemplo en el incendio de El Rodenal de 2005 en Guadalajara; Chavarría et al, 2010).

En términos generales, entre los posibles objetivos para justificar la extracción de madera quemada a corto plazo figuran:

a) Ecológicos

- Protección frente a la erosión.
- Reducir el riesgo de plagas o mortalidad post-incendio.
- Evitar daños a la regeneración arbórea en el futuro.
- Reducir el futuro riesgo de incendio.
- Mejorar la estabilidad y el crecimiento de las masas de *Quercus* favoreciendo el rebrote de cepa.

b) No ecológicos

- Económico.
- Facilitar el uso recreativo y la seguridad de áreas habitadas o transitadas.
- Eliminar riesgos sobre infraestructuras y red viaria.
- Reducir el impacto paisajístico y emotivo.
- Facilitar la transitabilidad del monte y la gestión forestal posterior al incendio.

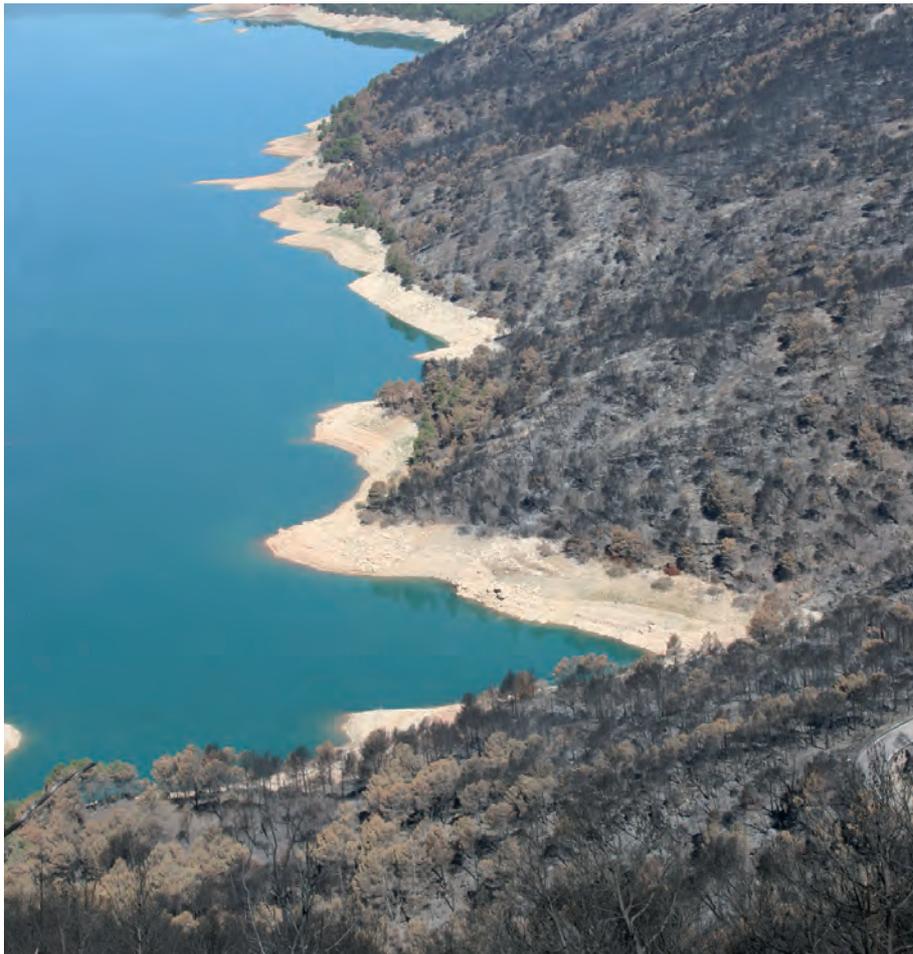


Figura III-25. Incendio de arbolado adulto en ladera con pendientes pronunciadas. Riesgos por caídas y arrastres sobre infraestructuras (embalses, carreteras, líneas eléctricas,...)

Sin embargo, también hay que considerar los posibles efectos negativos: pérdida de nutrientes; incremento de escorrentía y erosión en suelos sensibles; daños sobre el regenerado según el tiempo transcurrido desde el incendio; incremento de la radiación y, en consecuencia, del estrés hídrico; efectos sobre avifauna y dispersión de especies. En Peterson et al 2009, Castro et al 2013 y Vega et al 2013a pueden consultarse amplias bibliografías sobre los efectos de la gestión de la madera quemada en condiciones del oeste de Estados Unidos, mediterráneas y atlánticas, respectivamente.

Generalmente, la gestión de las zonas arboladas quemadas considera varios objetivos. Así, además de los criterios ecológicos, suelen plantearse otras necesidades (sociales, económicas, etc.). En cualquier caso, es recomendable definir claramente todos los objetivos, dividir la zona de actuación en rodales y diseñar tratamientos y un calendario acordes con los objetivos previstos y las características del medio. En la toma de decisiones de este proceso se puede establecer un procedimiento de análisis con tres fases (Figura III-26):

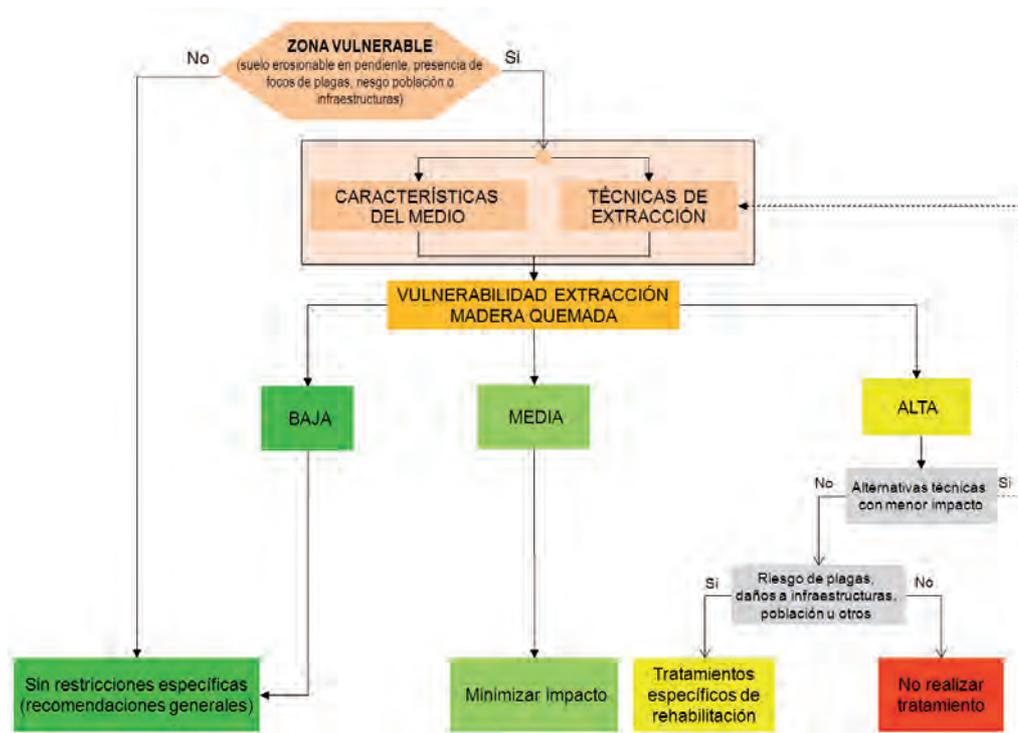


Figura III-26. Esquema para la toma de decisiones en la extracción de madera quemada.

- Identificación de las zonas potencialmente vulnerables. Se corresponden con zonas de arbolado quemado, situadas sobre suelos susceptibles de ser erosionados y en pendientes moderadas o fuertes. También son especialmente vulnerables los rodales próximos a focos de plagas y aquellos que puedan presentar riesgos para la población o infraestructuras.
- Evaluación de la vulnerabilidad a la extracción de madera quemada, mediante la integración de la información sobre el medio y el posible impacto del tratamiento de extracción de la madera quemada.
- Toma de decisiones en función del análisis de la vulnerabilidad. En el caso de que sean inevitables impactos negativos, debería considerarse las alternativas disponibles para minimizarlos. Con impactos negativos extremos, debe considerarse la aplicación de técnicas de rehabilitación post-actuación, o bien considerar la posibilidad de no realizarlo si no existe riesgo de plagas, sobre infraestructuras o sobre las personas, o retrasar la extracción hasta que el monte sea menos vulnerable. En las zonas sin restricciones específicas se puede proceder, atendiendo a las recomendaciones generales, a una rápida extracción de la madera quemada.

En esta guía se indican unas pautas para orientar la toma de decisiones en la extracción de madera quemada. Se propone una evaluación cualitativa, aplicando información, criterios y metodologías similares a los aplicados en la evaluación del impacto del incendio. En este proceso, por un lado se identifican los factores ecológicos más relevantes que pueden verse afectados por la extracción de madera quemada y se evalúan (cualitativamente) por medio de unos indicadores, utilizando para ello una tabla de doble entrada (Tabla III-12). Los factores ecológicos propuestos para la evaluación son:

- Conservación del suelo. Los posibles impactos de la extracción de la madera están muy condicionados por el procedimiento de extracción, la erosionabilidad del suelo, la superficie de suelo afectada en el rodal y la intensidad de los arrastres (Mayor et al 2002; Bautista et al 2004; Peterson et al 2009).
- Regeneración de la cubierta vegetal. La retirada de la madera puede ocasionar modificaciones ambientales, por ejemplo cantidad de radiación que incide en el suelo (Peterson et al, 2009; Castro et al, 2011). Estas modificaciones pueden llegar a alterar el régimen de germinación e instalación de plántulas, con reducción del recubrimiento total y de la riqueza de especies (generalmente solo temporal). Si la extracción es tardía, tras el establecimiento de plántulas de pino, puede provocar mortalidad de éstas, aunque sin efectos sobre la densidad final si hay buena regeneración (Bautista et al 2004; Madrigal et al, 2007 y 2009; Vega et al 2009a), aunque también se describen posibles daños en el regenerado (Castro et al, 2012 y Castro et al, 2013). En masas de carrasca se recomienda el recepe para garantizar una vigorosa brotación (Serrada et al. 2008; Serrada y Bravo, 2012).
- Papel funcional y estructural de la madera muerta. Los troncos y ramas sobre el suelo reducen el estrés hídrico de las plantas y suponen un reservorio de nutrientes que se incorpora al suelo (Marañón 2011; Castro et al, 2013), también con efectos en los flujos de CO₂ (Serrano et al, 2011; Powers et al. 2013). Además, la presencia de restos quemados determina condiciones físicas – espacios, enclaves, perchas, condiciones microclimáticas – que pueden jugar un papel importante en la sucesión vegetal y animal tras el fuego (Herrando et al, 2009; Cobb et al, 2010; Rost et al 2010, 2012).
- Riesgos de propagación de plagas derivado de la emisión de compuestos volátiles por los árboles parcialmente afectados por el incendio que atraen a insectos perforadores (especialmente de la familia Scolytidae; Bautista et al, 2004; Martín Bernal e Ibarra 2010; Santolamazza et al. 2011).
- Efecto de la acumulación de combustible (especialmente el fino) en la propagación e intensidad de posteriores incendios (Peterson et al, 2009).

Para la evaluación de estos factores se proponen unos indicadores. Se ha intentado reducir al máximo su número, seleccionando aquellos que pueden proporcionar la mayor cantidad de información relevante sobre las características de la zona a evaluar y la severidad del incendio:

- Tipo de suelo, en función del grado de susceptibilidad a fenómenos erosivos. Se aplican los mismos criterios que los aplicados en la Tabla III-8.
- Síntomas previos de erosión. Existencia de síntomas de erosión relevantes en la zona, previos al incendio y que sean susceptibles de verse potenciados por el efecto de las labores de gestión de la madera quemada.
- Superficie del suelo sin protección frente a fenómenos erosivos. Porcentaje de suelo que no está cubierto por restos de vegetación quemada, ni por la hojarasca o acículas caídas después del incendio, ni por pedregosidad superficial.
- Fisiografía. El efecto topográfico se evalúa en función de la pendiente, asociando a cada intervalo una susceptibilidad a la erosión: <15% (baja susceptibilidad), 15-30% (media susceptibilidad) y > 30% (elevada susceptibilidad). En laderas

- abancaladas, si el estado de conservación del muro es malo, se considerará la pendiente natural de la ladera.
- Vegetación. Se valora la capacidad de respuesta de la vegetación (en términos de restablecimiento de la cobertura del suelo), determinada a partir de la abundancia de especies con estrategia rebrotadora en los estratos herbáceo y arbustivo antes del incendio. También se considera el grado de desarrollo y cobertura del arbolado, en cuanto a su aportación como combustible.
 - Presencia de focos de plagas. En el caso de pinares, peligro de extensión de plagas de escolítidos, teniendo en cuenta la existencia de focos no controlados cercanos a la superficie afectada (distancia inferior a 2-4 km).
 - Severidad de fuego en el suelo. El grado de afección de los horizontes orgánicos puede afectar al impacto del arrastre de troncos, al establecimiento de la vegetación, la riqueza y composición de especies y a la disponibilidad de nutrientes minerales y fuentes de alimentos para microorganismos.
 - Severidad de fuego a nivel de copas. El grado de afección del arbolado, determinado a partir de la proporción de la parte aérea que permanece verde (íntacta), seca (parcialmente afectada) o consumida, puede afectar inversamente al riesgo de propagación de plagas (a menor severidad mayor número de árboles parcialmente afectados por el incendio y, por tanto, más propensos a plagas). Por otro lado, bajas severidades pueden favorecer la cobertura del suelo con las acículas caídas de los pinos afectados.



Figura III-27. Restos de madera quemada colocada en cordones sobre una ladera.

El método de evaluación combina pares de variables con asignaciones cualitativas, entre proceso ecológico y el indicador correspondiente a las características del medio o del incendio (únicamente se consideran las combinaciones más relevantes). En la evaluación

se asocia una escala de color en función de la sensibilidad del medio: colores naranjas para negativos, con tonalidades oscuras para los valores más intensos y claras para los menos intensos o neutros. En la Tabla III-12 se muestra una plantilla con los factores ecológicos propuestos, sus correspondientes indicadores y una valoración (establecida con criterios generales) que se podrá matizar o modificar en función de las singularidades locales.

La Tabla III-12 indica una valoración orientativa de todos los factores considerados. En el proceso de evaluación el técnico deberá seleccionar aquellas características representativas de la zona a evaluar y según el posible efecto sobre los factores ecológicos más relevantes en la zona de evaluación, asociar una escala de color. Aplicando un criterio de "juicio de experto" se pueden integrar las valoraciones de cada factor para obtener una aproximación a la vulnerabilidad del medio. Esta evaluación debe aplicarse a zonas de cierta extensión, pero homogéneas en cuanto a las características del medio analizadas: fisiografía, características del suelo, tipo de formación vegetal y aspectos relacionados con el incendio y la existencia de focos de escolítidos. En este sentido, pueden aplicarse las unidades y subunidades diferenciadas en la prospección y la información de los correspondientes puntos de muestreo. En el Anejo I se muestra un ejemplo de aplicación a un incendio real.

La Tabla III-12 también muestra, para los principales tipos de tratamiento de la madera quemada (apeo, extracción total, extracción de troncos, apilado, astillado), valoraciones sobre su posible impacto en cada uno de los factores ecológicos. Al igual que en la evaluación del medio, estas valoraciones, positivas o negativas, son genéricas y susceptibles de modificarse en función del criterio del técnico y las características específicas del tratamiento y del medio a evaluar.

En base a los condicionantes específicos del rodal, el técnico seleccionará el tratamiento más conveniente y, como se ha indicado, ajustará la escala de valoración en función de las características específicas de la ejecución, su época de realización, así como de la extensión del propio tratamiento. Por ejemplo, cabe asumir que el astillado, al crear una capa sobre el suelo, afectará positivamente a la conservación del suelo; favorecerá el establecimiento de la vegetación por reducir el estrés hídrico; disminuirá la carga de combustible y favorecerá el reciclado de nutrientes, aunque afectará a la avifauna. Por el contrario, la extracción total ejercerá un impacto sobre el suelo y la vegetación, de magnitud variable según la época que se realice; será positivo para el control de plagas y del combustible y negativo para el reciclado de nutrientes y para la avifauna. Como se ha indicado, estas consideraciones generales podrán ser modificadas atendiendo a las particularidades de cada evaluación.

La valoración global vendrá dada por la distribución de impactos entre los distintos procesos ecológicos y los indicadores seleccionados. Igualmente, se puede efectuar una integración global de todas las asignaciones, para obtener un valor sintético de la vulnerabilidad del tratamiento. Esta integración también requerirá de ponderaciones específicas en función de las singularidades de cada caso o según el criterio técnico del evaluador ("juicio de experto"), decisiones que podrá justificar en un documento explicativo.

Tabla III-12. Factores ecológicos e indicadores seleccionados para la evaluación de la vulnerabilidad a la extracción de la madera quemada, en función de las características del sitio, la severidad del incendio y el tipo de extracción. La escala de colores naranja indica la intensidad del impacto negativo del tratamiento sobre los factores indicadores. La escala de colores verdes indica efecto positivo. El color amarillo dependerá de cada situación y el gris indica que no procede. Para cada caso, se deberá seleccionar la situación más representativa en la zona en evaluación.

| | | | FACTORES ECOLÓGICOS | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|---|---------------------------------|---------------------------------|---|--------------------------|--------------------|-------------------|--|-----------------------------|---|-----------------|--|--|
| | | | Conservación suelo ¹ | Regeneración cubierta vegetal | | Propagación plagas | Total combustible | Fuente m.o., nutrientes y alimento | | Hábitat pequeños animales | | | |
| | | | | Establecimiento de vegetación germinación e instalación | Riqueza y composición sp | | | Fuente alimento hongos, insectos y microorganismos | Fuente nutrientes minerales | Riqueza pequeños vertebrados forestales | Aves forestales | | |
| CARÁCTERÍSTICAS DEL SITIO | Tipo de sustrato | Materiales duros | | | | | | | | | | | |
| | | Deleznables | | | | | | | | | | | |
| | | Poco consolidados | | | | | | | | | | | |
| | Síntomas previos de erosión | Leve | | | | | | | | | | | |
| | | Moderada | | | | | | | | | | | |
| | | Severa | | | | | | | | | | | |
| | Superficie suelo desnudo | >60% | | | | | | | | | | | |
| | | 30-60% | | | | | | | | | | | |
| | | <30% | | | | | | | | | | | |
| | Pendiente | <15% | | | | | | | | | | | |
| | | 15-35% | | | | | | | | | | | |
| | | >35% | | | | | | | | | | | |
| | Rebrotadoras | >60% | | | | | | | | | | | |
| 30-60% | | | | | | | | | | | | | |
| <30% | | | | | | | | | | | | | |
| Estado desarrollo arbolado quemado | Fustal espesura completa | | | | | | | | | | | | |
| | Fustal (espesura incompleta). Latizal o monte bravo espesura completa | | | | | | | | | | | | |
| | Otros | | | | | | | | | | | | |
| Presencia de foco de plagas en 2-4 km | | | | | | | | | | | | | |
| INCENDIO | Severidad copas | Baja | | | | | | | | | | | |
| | | Media | | | | | | | | | | | |
| | | Elevada | | | | | | | | | | | |
| | Severidad suelo | Baja | | | | | | | | | | | |
| | | Media | | | | | | | | | | | |
| Elevada | | | | | | | | | | | | | |
| TRATAMIENTO | Tratamiento restos | No actuación | | | | | | | | | | | |
| | | Solo apeados | | | | | | | | | | | |
| | | Extracción troncos * | | | | | | | | | | | |
| | | Apilado | | | | | | | | | | | |
| | | Extracción total por arrastre * | | | | | | | | | | | |
| RODAL EVALUADO | | | | | | | | | | | | | |
| TRATAMIENTO SELECCIONADO | | | | | | | | | | | | | |
| VULNERABILIDAD RODAL | | | | | | | | | | | | | |

¹La evaluación del impacto en la conservación del suelo deberá realizarse atendiendo al método de extracción seleccionado y de su temporalidad.

Las recomendaciones propuestas quedarán moduladas, entre otras consideraciones de carácter local, según la extensión del rodal evaluado y de la época del tratamiento (inmediatamente después del incendio, a corto plazo o en un periodo de tiempo superior a los dos años).

En función de los resultados se pueden proponer nuevas alternativas para minimizar el impacto negativo de las actuaciones o para la rehabilitación de la zona en los casos de alto impacto. En las situaciones donde la evaluación con criterios ecológicos refleje una alta vulnerabilidad y no existan otras consideraciones que justifiquen la gestión de la madera quemada (por ejemplo riesgo de plagas o de afecciones a personas o infraestructuras), se recomienda no realizar el tratamiento. En el caso en que existan otras consideraciones que justifiquen la extracción, se recomienda emplear alternativas con técnicas de menor impacto. Para grandes superficies quemadas, en la que inevitablemente la extracción se va a dilatar en el tiempo, una alternativa consiste en retrasar la extracción de las zonas más vulnerables para permitir reducir la vulnerabilidad con la recuperación de la cubierta vegetal. Cuando la vulnerabilidad sea media, habría que modificar o planificar los tratamientos con el objetivo de reducir su impacto. En las zonas con baja vulnerabilidad y en las no vulnerables no se establecen restricciones específicas.



Figura III-28. Aprovechamiento de madera quemada para biomasa.

En cualquier caso, todos los tratamientos de madera quemada se someterán a unas recomendaciones generales, con unos criterios mínimos a considerar en todos los tratamientos de extracción de madera quemada (Tabla III-13).

Tabla III-13. Recomendaciones generales para la extracción de madera quemada.

| <i>Recomendaciones generales</i> | |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Actuar de manera selectiva, aplicando un criterio de precaución (Bautista et al, 2004) y considerando distintas posibilidades. En la medida de lo posible, adecuar los tratamientos en cada rodal según el grado de severidad del fuego y el grado de serotinia. • Evitar actuar en los rodales con suelos muy erosionables, en pendientes elevadas y con síntomas previos de erosión, al menos hasta que la vegetación haya desarrollado una cubierta protectora del suelo. • En tratamientos sobre extensas superficies dejar de forma dispersa pies aislados o apeados y zonas sin tratar, distribuidas en mosaico, para fomentar el papel funcional y estructural de la madera quemada (preferentemente árboles de gran tamaño). • Aplicar criterios técnicos contrastados para el apeo por razones fitosanitarias. Por ejemplo, en Bordón et al (2012) se indican unas tablas de probabilidad de supervivencia de los árboles parcialmente afectados por el incendio en función del % de copa quemada, % del perímetro normal afectado y % de la altura afectada por el fuego. En Rodrigo et al (2009) y Vega et al (2009b), (2013b), también figuran criterios para la corta de árboles parcialmente afectados. • Efectuar seguimientos periódicos para evaluar el riesgo de plagas en los árboles más debilitados por el incendio. • Los trabajos de extracción no deberán afectar el estado de conservación de los muretes de los bancales ni desencadenar nuevos procesos erosivos. • En grandes incendios se hace materialmente imposible extraer toda la madera de interés comercial a corto plazo, por ello es especialmente necesario establecer previamente los criterios, temporalidad y características del plan de saca, a fin de minimizar los impactos. Las zonas más vulnerables a la erosión se pueden extraer más tarde, una vez el ecosistema haya recuperado su vegetación protectora. | |
| Recomendaciones generales para los principales factores ecológicos y fase de ejecución. | |
| Conservación del suelo | |
| Arrastre | <p>Minimizar la compactación del suelo utilizando los medios técnicos más apropiados para cada situación.</p> <p>Evitar que los puntos de extracción de madera estén situados en aquellas zonas de la ladera más frágiles respecto a la erosión del suelo (bancales desmoronados, barrancos encajonados, elevadas pendientes, etc.)</p> <p>Evitar, en lo posible, la apertura de nuevas vías de saca.</p> |

| | |
|-------------------------------------|---|
| Distribución | <p>En zonas más llanas, o accesibles desde pistas forestales, triturar los restos no maderables y esparcirlos sobre el suelo.</p> <p>Apilado de los restos siguiendo curvas de nivel, principalmente en las zonas más sensibles.</p> <p>Favorecer el contacto de los restos de madera con la superficie del suelo.</p> <p>En el caso de que se decida crear o recuperar pistas o vías de saca, se recomienda tomar las precauciones necesarias para evitar desencadenar nuevos procesos erosivos o movimientos en masa.</p> |
| Época | <p>En sustratos con elevada erosionabilidad y alta pendiente, evitar actuaciones inmediatas después del fuego que dejen el suelo desnudo.</p> <p>En las zonas más vulnerables y para minimizar los efectos negativos del tratamiento sobre el suelo, esperar a que se instale una cubierta vegetal protectora.</p> |
| Cubierta vegetal | |
| Permanencia | <p>Los tratamientos de madera quemada pueden modificar las tasas de radiación. La eliminación total incrementa la radiación directa sobre el suelo, por el contrario, la distribución de restos puede favorecer zonas de sombra, factores que pueden influir en el establecimiento y crecimiento de algunas especies.</p> |
| Distribución | <p>El astillado o distribución en superficie de restos (evitando cubrir el 100% de la superficie con espesores > 3 cm) mejora la germinación e instalación de plántulas.</p> |
| Extensión | <p>Realizar tratamientos por rodales, evitando tratamientos homogéneos en extensas superficies.</p> |
| Época | <p>Si la extracción con arrastre intenso se realiza cuando las plantas ya están establecidas, puede causar daños significativos para las especies con baja regeneración. En caso de tener problemas de regeneración del pinar o bajas tasas de recubrimiento vegetal total, no realizar actuaciones intensas muy tardías.</p> |
| Propagación de plagas (escolítidos) | |
| Permanencia | <p>Eliminar los pies de pino parcialmente afectados por el fuego (mayor susceptibilidad a ser infectados). Realizar un seguimiento del estado de los árboles más debilitados y de la población de insectos para prevenir su posible infección.</p> |

| | |
|---|---|
| Distribución | <p>No dejar restos de madera parcialmente quemada por la ladera, ni esparcidos ni apilados.</p> <p>Los troncos de pino de árboles parcialmente afectados por incendios que se utilicen para la construcción de fajinas para proteger el suelo de la erosión, previamente serán descortezados.</p> <p>Astillar los restos puede ser una buena solución que contribuye además a mejorar las condiciones del suelo y disminuir el impacto de otros factores.</p> |
| Extensión | Limitarse a aquellas zonas susceptibles de ser afectadas por la proximidad a focos de escolítidos detectados y por la severidad de afección de los pinos. |
| Época | Realizar sacas en diferentes fases según el ciclo de vida del escolítido (comienzo siempre antes de un año). |
| Carga de madera apilada | |
| Permanencia | La permanencia de la madera quemada apilada puede suponer una peligrosa carga de combustible por las fracciones de madera más fina que se pueden acumular. |
| Distribución | <p>Evitar los tratamientos que concentran la carga de material que arde con facilidad en cordones o líneas continuas de gran extensión. Estas líneas pueden aumentar la propagación de un futuro incendio y además pueden dificultar las tareas de extinción.</p> <p>Una gran concentración de madera gruesa en apilados (fajinas) podría derivar en áreas de elevada severidad potencial en caso de un nuevo incendio en la zona.</p> |
| Extensión | Realizar tratamientos areales o puntuales, no homogéneos, para evitar las grandes continuidades de material que puede arder con facilidad. Crear heterogeneidad de paisaje que facilite tanto la recuperación de la comunidad vegetal y las labores de extinción en caso de futuros incendios. |
| Biodiversidad / hábitats / fauna/hongos | |
| Extensión | Actuación por rodales, en lugar de total. Los rodales sin tratamiento son útiles para la avifauna forestal, para los insectos, hongos xilófagos y vertebrados arborícolas. Dejar árboles aislados o apeados y bosquetes sin tratar repartidos por toda el área. |

■ EJEMPLO DE APLICACIÓN. LOGÍSTICA NECESARIA PARA LA REALIZACIÓN DE LOS INFORMES DE EVALUACIÓN

Como se ha venido comentado, la metodología es suficientemente flexible para adaptarse a las características ambientales y técnicas de cada zona y a las propias derivadas del incendio, especialmente las relativas a su superficie. Otra característica relevante de la metodología es su capacidad de poder ofrecer un diagnóstico de los efectos del incendio, con las recomendaciones más urgentes, a las pocas semanas de la extinción y a un coste asumible.

La complejidad del proceso a evaluar requiere de un importante componente técnico, tanto en la aplicación de los criterios de evaluación, como en las herramientas necesarias (SIG, base de datos, etc.). Por ello se contempla que la evaluación sea realizada por equipos con dos técnicos polivalentes o complementarios, con conocimientos de campo y de los medios informáticos necesarios. Estos equipos podrían estar formados por un técnico especializado en la evaluación, acompañado de un agente o guarda forestal con formación específica. En los grandes incendios, para poder disponer con la máxima urgencia de la evaluación y las correspondientes recomendaciones, será necesario disponer de varios equipos trabajando simultáneamente. En este caso será necesario establecer previamente una unificación de criterios.

La metodología ha sido validada desde 2010 con su aplicación a más de 10 incendios en la Comunidad Valenciana, con un rango de superficies por incendio de 100 ha hasta 30.000 ha quemadas.

Ha resultado especialmente relevante la aplicación de la metodología en los dos grandes incendios de más de 20.000 ha producidos en la Comunidad Valenciana durante el verano del 2012. A finales del mes de junio tuvieron lugar los incendios forestales de Andilla (20.935 ha) y Cortés de Pallas (29.752 ha). Ambos incendios, prácticamente simultáneos, han permitido contrastar la aplicabilidad de la metodología, tanto por la extensión afectada, la intensidad de las prospecciones (por ejemplo, más de 150 puntos de muestreo evaluados; Figura III-29) y la inmediatez de la evaluación (informe finalizado en la primera decena del mes de agosto). Evaluación que se ha realizado con 4 equipos de 2 técnicos en trabajo de campo y redacción y otro equipo formado por 2 técnicos para la coordinación y apoyo.

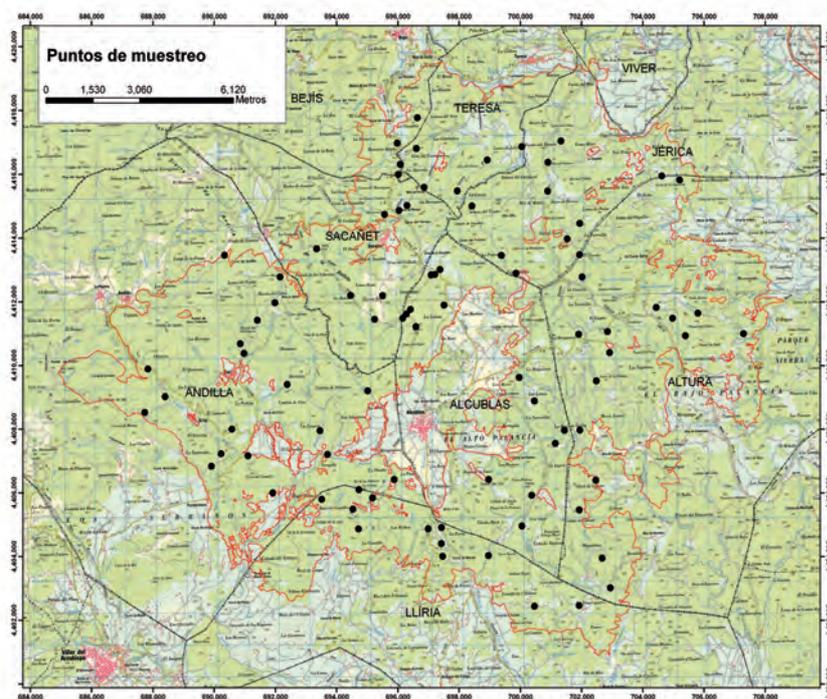


Figura III-29. Distribución de los puntos de muestreo en el incendio de Andilla (2012)

En términos de coste y organización, la aplicación de la metodología en un incendio medio (1.000-3.000 ha) se puede desglosar en los siguientes términos:

- Fase Documentación. Tareas de gabinete relacionadas con la búsqueda de información cartográfica, características del incendio y de la zona afectada:
 - ✓ Creación e impresión de cartografía temática, malla de muestreo: 1 jornada de técnico con conocimientos GIS y de documentación.
 - ✓ Recopilación y análisis de información, preparación itinerarios de la prospección: 1 jornada de técnico con experiencia en la metodología de evaluación.
 - ✓ Medios materiales: ordenadores, impresoras y GIS.
- Fase Prospección. Itinerarios y toma de datos por la zona afectada.
 - ✓ Equipo formado por técnico con experiencia en la metodología y un técnico de apoyo: 3 días de trabajo de campo.
 - ✓ Medios materiales: 3 días de vehículo todoterreno, GPS, cámara fotográfica, material básico para determinaciones en campo.
- Fase Evaluación. Redacción de informe con la evaluación del impacto y las recomendaciones urgentes. Se requieren 3 jornadas de técnico especialista.
- Otras tareas: Organizar la información recopilada, mantenimiento de bases de datos, archivos fotográficos, etc., con un tiempo estimado de 1 jornada de técnico.

En el Anejo I: “Aplicación del protocolo de evaluación al incendio de Vall d’Albaida 2010” se describen con detalle todos los pasos de aplicación de la metodología en la eva-

luación del impacto ecológico de un incendio de unas 3.000 ha que afectó en septiembre de 2010 a varios municipios del sur de Valencia y Norte de Alicante. El anejo reproduce un resumen del informe elaborado para la Consejería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana.

■ REFERENCIAS

Bautista, S., Gimeno, T., Mayor, A.G., Gallego, D. 2004. Los tratamientos de la madera quemada tras los incendios forestales. En: Vallejo, V.R., Alloza, J.A. (Eds.), *La Gestión del Bosque Mediterráneo*, Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Valencia., pp. 547-570.

Bautista S., Mayor A. G. 2010. Las cuencas de drenaje como herramienta para el estudio de los efectos de los incendios forestales. In: *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Coord.: Cerdà A., López J. pp 245-255.

Bordón Pérez P, Rodrigo Santamalia ME, Estruch Fuster V, Pérez-Laorga E. 2012. Estudio de la mortalidad posterior a un incendio, en **Pinus halepensis** Mill en el monte formado por las partidas de El Cabezo y Los Titonares de Segorbe, comarca del Alto Palancia (Castellón). PFC. De la Escuela Politécnica Superior de Gandia, UPV.

Cancelo-González J., Álvarez M.A., Díaz-Fierros F. 2013. Influencia de un incendio en la hidrología de una pequeña cuenca del NO de España. *FLAMMA*, 4 (2), 115-119, 2013

Castro J., Navarro R., Guzmán J.R., Zamora R., Bautista S., 2009. ¿Es conveniente retirar la madera quemada tras un incendio? Una práctica forestal poco estudiada. *Quercus* 281, 34-41.

Castro, J., Allen, C.D., Molina-Morales, M., Marañón-Jiménez, S., Sánchez-Miranda, A., Zamora, R. 2011. Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology* 19, 537-544.

Castro J., Leverkus A. 2012. La saca de la madera quemada perjudica la regeneración natural y asistida de especies forestales en el parque nacional de Sierra Nevada. *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación. II Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de Repoblaciones Forestales de la SECF y del Grupo de Trabajo de Restauración Ecológica de la AEET*. Ed.: Martínez C., Lario F.J., Fernández B. Universidad de Valladolid. Palencia 2012. pp 27-34.

Castro J., Leverkus A.B., Marañón-Jiménez S., Serrano-Ortiz P., Sánchez-Cañete E.P., Reverter B.R., Guzmán-Álvarez J.R. Y Kowalski A.S. 2013. Efecto de la madera quemada sobre la restauración y regeneración post-incendio. Implicaciones para la gestión y para el conjunto del ecosistema. 6º Congreso forestal español. Vitoria- Gasteiz.

Chavarría Samper A., López de Diego T., Vela Laín A. 2010. La restauración del área afectada por el incendio de El Rodenal de Guadalajara de julio de 2005. *Foresta*. Nº 47-48 Especial Castilla La Mancha, pp 173-179.

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. *Conserv Biol* 25:94-104

Delgado Sánchez J.C., García Teruel A., Nicolás Rodríguez J. 2005. Plan de actuaciones urgentes en la zona afectada por el incendio forestal de Riba de Saelices de los días 16 al 22 de julio de 2005, provincia de Guadalajara. Estudio y análisis de riesgos hidrológicos y erosivos. Propuesta de actuaciones urgentes de prevención. TRAGSATEC-Junta Castilla- La Mancha.

Donato, D.C.; Fontaine, S.; Campbell, J.L.; Robinson, W.D.; Kauffman, J.B.; Law, B.E. 2006. Response to comments on "Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk". *Science* 313: 615c.

Duguy, B., Alloza, J. A., Baeza, M. J., De la Riba, J., Echeverría, M. T., Ibarra, P.,

Llovet, J., Pérez-Cabello, F., Rovira, P., and Vallejo, V. R. 2012. Modelling the Ecological Vulnerability to Forest Fires in Mediterranean Ecosystems Using Geographic Information Technologies. *Environmental Management*, 50:1012–1026 DOI 10.1007/s00267-012-9933-3.

De las Heras, J. 2013. ¿Qué hacer después del fuego? Principales retos y algunas respuestas. 6º Congreso forestal español. Vitoria-Gasteiz.

Elliot W. Hall D., Scheele D. 1999. Forest Service Interfaces for the Water Erosion Prediction Project. Computer Model (FS WEPP). <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/fswepp/docs/fsweppdoc.html> (último acceso enero 2013).

Herrando S., Brotons LL, Guallar S., Sales S., Pons P. 2009. Postfire forest management and Mediterranean birds: the importance of the logging remnants. *Biodivers Conserv*, 18:2153–2164.

Junta de Andalucía. Capacidad de uso y erosión de los suelos en el Valle central del río Guadalquivir. Servicio de Publicación. Documentos técnicos: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=91718ab30f767010VgnVCM1000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=2896a7aaaf4f4310VgnVCM200000624e50aRCRD> (último acceso octubre 2013).

Key C. y Benson N. 2006. Landscape Assessment (LA). Sampling and Analysis Methods. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD. http://www.frames.gov/documents/projects/firemon/FIREMON_LandscapeAssessment.pdf

Leverkus A., Puerta-Piñero C., Guzmán J.R., Navarro J., Castro J. 2012. Post-fire salvage logging increases restoration costs in a Mediterranean mountain ecosystem. *New Forests*, 43:601–613. DOI 10.1007/s11056-012-9327-7.

Lindenmayer D.B. , Noss R.F. 2006. Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* Volume 20, No. 4, 949–958 DOI: 10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x

Lozano E, Jiménez-Pinilla P. 2013. Intensidad y severidad del fuego. Red Temática Nacional Efectos de los Incendios Forestales sobre los Suelos (FUEGORED). Ficha técnica FGR2013/01.

Madrigal J., Hernando C., Díez R., Gil J.A. 2007. Influencia de la corta de residuos en la supervivencia regenerado natural post-pinaster Ait. en el monte (Cáceres, España). *Wilfire 2007*. Sevilla

Madrigal J.; Vega J.A.; Hernando C.; Fonturbel T.; Díez R.; Guijarro M.; Díez C.; Marino E.; Perez J.R.; Fernández C.; Carrillo A.; Ocaña L.; Santos I. 2009. Efecto de la corta a hecho y la edad de la masa en la supervivencia de regenerado de **Pinus pinaster** Ait. Tras el gran incendio del Rodenal de Guadalajara. *Actas del V Congreso Forestal Español*. Ávila.

Martín Bernal E., Ibarra N. 2010. Lucha frente a ataques de insectos perforadores tras grandes incendios forestales. *Foresta* nº 50.

MAPA, 1987. Clave fotográfica para la identificación de modelos de combustible. ICONA. Área de Defensa contra incendios forestales.

Marañón S. 2011. Efecto del manejo de la madera quemada después de un incendio sobre el ciclo del carbono y nutrientes en un ecosistema de montaña mediterránea. Tesis doctoral. Universidad de Granada.

Mayor, A.G., Bautista, S., Gimeno, T. 2002. Logging of burned pines and rill erosion in Mediterranean drylands. *International Arid Lands Consortium Conference 'Assessing capabilities of soil and water resources in drylands: the role of information retrieval and dissemination technologies*, 5 p. (http://ialcworld.org/conference/conference_proceedings.html).

Moreira F., Arianoutsou M., Vallejo R., de las Heras J., Corona P., Xanthopoulos G.,

Fernandes P. and Papageorgiou K. 2012. Setting the Scene for Post-Fire Management. In: Post Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Moreira F., Arianoutsou M., de las Heras J., and Corona P., Ed. Springer Managing Forest Ecosystems Vol. 24. pp 1-19.

Napper C. 2006. Burned Area Emergency Response Treatments Catalog. USDA Forest Service San Dimas Technology & Development Center.

NRCS. 1986. Urban Hydrology for Small Watersheds, TR-55. USDA. United States.

Pereira P, Bodí MB. 2013. Las cenizas y su impacto en el suelo. Red Temática Nacional Efectos de los Incendios Forestales sobre los Suelos (FUEGORED). Ficha técnica FGR2013/02.

Peterson, David L., Agee, James K., Aplet, Gregory H., Dykstra, Dennis P., Graham, Russell T., Lehmkühl, John F., Pilliod, David S., Potts, Donald F., Powers, Robert F., Stuart, John D. 2009. Effects of timber harvest following wildfire in western North America. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-776. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 60 pp.

Pike, R. G y Ussery J.G. 2006. Key points to consider when pre-planning for post-wildfire rehabilitation / R.G. Pike. FORREX series 19.

Powers E. Marshall J., Zhang J., Wei L. 2013. Post-fire management regimes affect carbon sequestration and storage in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management* 291, 268–277.

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(4):575-583.

Rivas Martínez, Salvador. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España 1: 400.000. 268 pp. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Robichaud P. R. Ashmun Louise E. 2012. Tools to aid post-wildfire assessment and erosion-mitigation treatment decisions. *International Journal of Wildland Fire* - <http://dx.doi.org/10.1071/WF11162>.

Rodríguez y Silva F., y Molina J.R. 2010. Manual Técnico para la Modelización de la Combustibilidad asociada a los Ecosistemas Forestales Mediterráneos. Laboratorio de Defensa contra Incendios Forestales Departamento de Ingeniería Forestal Universidad de Córdoba. 90 pp.

Rodríguez, N., Bordas, P., Piñeiro, J., García de Castro, N., Martín, P., Méndez, M. 2013. Meta-análisis de los efectos de la retirada de la madera quemada sobre la regeneración de los bosques mediterráneos: un paso hacia una gestión basada en la evidencia. *Ecosistemas* 22(1):71-76. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-1.15

Rodrigo, M^a E., Barreda Querol, E., Biel Sanchis, M^a J., Pérezlaorga, E. 2009. Estudio de la mortalidad de árboles posterior a un incendio en una masa de ***Pinus halepensis*** Mill. (Castellón, España). 5º Congreso Forestal Español.

Rost J., Clavero M., Bas J.M., Pons P. 2010. Building wood debris piles benefits avian seed dispersers in burned and logged Mediterranean pine forests. *Forest Ecology and Management* 260 79–86.

Rost J., Clavero M., Brotons LL., Pons P. 2012. The effect of postfire salvage logging on bird communities in Mediterranean pine forests: the benefits for declining species. *Journal of Applied Ecology*. Volume 49, Issue 3, pages 644–651, June 2012

Santolamazza-Carbone, S.; Pestaña, M. Y Vega, J. A. 2011. Post-fire attractiveness of maritime pines (***Pinus pinaster*** Ait.) to xylophagous insects. *Journal of Pest Science* 84(3): 343-353.

Serrada Hierro, R.; Aroca Fernández, P., Roig Gómez, S. 2008. Selvicultura preventiva de

incendios, en: Compendio de Silvicultura Aplicada en España. Serrada R., Montero G., Reque J. (Eds), Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Madrid.

Serrada R., Bravo, J. A. 2012. Gestión adaptativa al cambio global en masas de *Quercus mediterráneos*. Adaptaciones en las actuaciones de regeneración. En: Vericat, P; Piqué, M.; Serrada, R. (eds.). Gestión adaptativa al cambio global en masas de *Quercus mediterráneos*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Solsona (Lleida), p. 67-83.

Serrano P., Marañón S., Reverter B.R., Sánchez E.P., Castro J., Zamora R., Kowalski A.S. 2011. Post-fire salvage logging reduces carbon sequestration in Mediterranean coniferous forest. *Forest Ecology and Management*. Volume 262, Issue 12, Pages 2287–2296.

Shakesby, R.A. 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105, 71-100.

Scott, D.F, Curran M.P., Robichaud P.R. and Wagenbrenner J.W. 2009. Soil erosion after forest fire. In A. Cerdá and P.R. Robichaud (Eds.) *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers, Enfield, NH. pp.177-196.

Vallejo V.R. 1999. Post-fire restoration in Mediterranean ecosystems. In: Eftichidis G., Balabanis P., Ghazi a. (eds). *Wildfire Mediterranean forest*. European Commission, Algosystemas. Athens.

Vallejo, V. R., Serrasolses, I., Alloza, J. A., Baeza, M. J., Blade, C., Chirino, E., Duguy, B., Fuentes, D., Pausas, J. G., Valdecantos, A., Vilagrosa, A. 2009. Long-term restoration strategies and techniques. In: Cerdá, A. and Robichaud, P. R., eds. *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Oxford, pp. 373-398.

Vallejo R, Arianoutsou M, Moreira F. 2011. Fire Ecology and Post-Fire Restoration Approaches in Southern European Forest Types. In: F. Moreira et al. (eds.), *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*, *Managing Forest Ecosystems* 24, DOI 10.1007/978-94-007-2208-8_5

Vallejo V.R., Arianoutsou M., Moreira F. 2012. Fire Ecology and Post-Fire Restoration Approaches in Southern European Forest Types. In: *Post Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. Moreira F., Arianoutsou M., de las Heras J., and Corona P., Ed. Springer *Managing Forest Ecosystems* Vol. 24. pp 93-119.

Vega J.A., Madrigal J., Fonturbel T, Hernando C., Pérez J.R., Guijarro M., Fernández C., Díez C., Marino Del Amo, Carrillo A., Ocaña L. , Santos I. 2009a. 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. 5º Congreso forestal español. Ávila.

Vega, J.A. , Pérez Suárez, J.R., Jiménez Carmona, E. , Fernández Filgueira, C., Fonturbel Lliteras, T. 2009b. Supervivencia de *Pinus pinaster* Ait. tras incendios forestales en España. In: 5º Congreso Forestal Español. Ávila.

Vega J.A. 2010. La investigación de apoyo a la gestión de ecosistemas forestales quemados. In: *Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales*. FUEGORED 2010. pp 35-48.

Vega, J.A., Fonturbel, T., Fernández, C., Arellano, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, M.T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A., Benito, E. 2013a. Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia. Xunta de Galicia. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) 139 pp. Santiago de Compostela.

Vega J.A., Jiménez Carmona, E y Vega Nieva, D. 2013b. Utilización de “árboles de clasificación” para evaluar la mortalidad post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en la Península Ibérica. Congreso forestal español. Vitoria- Gasteiz.

GUIA TÉCNICA PARA LA EVALUACIÓN A MEDIO PLAZO DE LOS INCENDIOS FORESTALES

■ INTRODUCCIÓN

Tal y como se ha indicado en la introducción, la evaluación de los efectos de un incendio debe abordarse con el máximo de urgencia para tener identificadas y, a ser posible, implementadas, a tiempo y en el terreno, las actuaciones para prevenir el riesgo de erosión. El margen temporal entre el incendio (principalmente meses de julio y agosto) y las primeras lluvias otoñales (muchas veces con carácter torrencial) es escaso y no siempre se dispone de la logística, ni medios necesarios para abordar una planificación urgente de actuaciones que requieren importantes presupuestos, con la dificultad añadida de la disponibilidad de terrenos privados que puedan estar afectados.

Por otro lado, salvo en las zonas más vulnerables, una actuación urgente e indiscriminada podría ser perjudicial para la regeneración de la vegetación, sobre todo si se elimina la protección ejercida por las acículas (Madrigal 2010, 2011). También supondría un uso ineficiente de los siempre limitados recursos económicos. En cualquier caso, dado que los incendios de gran tamaño son relativamente frecuentes y es previsible que sigan sucediendo, la sociedad y las infraestructuras técnicas deberían estar preparadas para responder de forma eficaz a los incendios, con el objeto de minimizar los daños. Las iniciativas de la Unión Europea en el ámbito de la protección civil y en la respuesta a los riesgos naturales (y semi-naturales como los incendios) van en ese sentido.

La regeneración natural de la vegetación sigue una secuencia temporal, con importantes cambios en la estructura y en menor medida en la composición de la vegetación. Así, transcurridos los primeros meses de riesgo en los que el suelo está parcialmente desprovisto de vegetación, generalmente se alcanza una etapa en que la cubierta vegetal se acerca al 100% (exceptuando obviamente los afloramientos de roca) al cabo de 1-3 años. En este primer periodo de recuperación se puede producir la proliferación de especies vegetales oportunistas (Trabaud y Lepart, 1980), aprovechando el espacio libre, que da lugar a un aumento temporal de la riqueza de especies. Este proceso está en buena medida condicionado por el tipo de vegetación afectada y las condiciones ambientales (condiciones meteorológicas posteriores al incendio y suelo), sobre el que igualmente influyen la severidad, extensión, época y recurrencia del incendio (Casal, 2010).

En relación con la evolución de la composición y estructura de la vegetación, transcurridos unos 3 años del incendio se produce un punto crítico en el proceso de cambio de la cubierta vegetal (Casal, 2010). En este marco temporal ya habrá tenido lugar la germinación de las especies leñosas y habrá disminuido la presencia de especies herbáceas oportunistas. Por tanto, es el momento adecuado para evaluar la dinámica de la cubierta vegetal en términos de cobertura, estructura y composición, así como para evaluar, si es el caso, la eficacia de actuaciones urgentes y planificar la necesidad de nuevas actuaciones.

En cualquier caso el momento para realizar la evaluación a medio plazo deberá adecuarse, en ausencia de otras consideraciones de índole administrativa y/o económica, a la situación particular de la zona en cuestión, fundamentalmente en cuanto a la evolución de la vegetación.

Los criterios expuestos en esta guía podrán aplicarse tanto si se ha realizado previamente la evaluación del impacto del incendio, como si es el primer diagnóstico de la zona afectada. Atendiendo al carácter integrador de la metodología, la información requerida en esta fase puede apoyarse en las fases previas y, en función de la información disponible, realizarse con más o menos intensidad.

■ PROSPECCIÓN DE CAMPO

Al igual que en la fase anterior, en esta guía se establecen unas pautas para un diagnóstico basado en una prospección de campo. Las características técnicas y operativas de la prospección son básicamente las mismas que las indicadas en la evaluación urgente (apartado anterior), pero con unos estadillos específicos.

Los puntos de muestreo se pueden distribuir en el territorio según las mismas indicaciones que en el muestreo urgente. Si en su momento se realizó el muestreo de urgencia se mantendrán, en la medida de lo posible, los mismos puntos de muestreo. No obstante, a veces puede ser interesante tomar fichas de seguimiento en puntos de los que no se tenía información previa (por ejemplo zonas en las que se han realizado tratamientos post-incendio muy específicos).

■ ESTADILLOS DE CAMPO

Los estadillos mantienen la misma estructura que los utilizados en la prospección de urgencia¹². Así, para los puntos muestreados por primera vez, deberán completarse los apartados de la ficha de muestreo/observación: (A) Datos generales; (C) Estado del suelo pre-incendio (excepto los datos de erosión pre-incendio que pueden ser difíciles de distinguir); y los datos correspondientes a pedregosidad superficial y afloramientos del apartado (G) Estado del suelo post-incendio.

La información específica del muestreo de evaluación puede resumirse en los siguientes apartados:

A) ESTADO DEL SUELO. Este apartado recoge variables relacionadas con la erosión post-incendio y con la erosionabilidad actual del suelo.

- **Tipo de erosión/acumulación:** describir todos los procesos activos en el punto de muestreo (erosión laminar, en regueros, en cárcavas, badlands, acumulación, erosión eólica, desmoronamiento de muretes, movimientos en masa, etc.) y la intensidad de cada uno: leve, moderada o severa.
- **Suelo desnudo:** indicar el porcentaje de suelo que permanece descubierto, sin recubrimiento vegetal, de hojarasca o de piedras. Se excluye para este cálculo la parte de parcela ocupada por afloramientos rocosos.
- **Suelo cubierto por hojarasca:** estimar el porcentaje de superficie que permanece recubierto por hojarasca u otros restos vegetales.
- **Profundidad de la capa de hojarasca** (en cm).
- **Grado de encostramiento del suelo:** estimable a través del grosor de la costra y de su consistencia cuando está seca: los encostramientos leves suelen presentar menos de 2 mm de grosor y se rompen fácilmente, los moderados suelen presentar 2-5 mm y los severos suelen tener más de 5 mm y son muy duros.
- **Presencia significativa de costra biológica continua:** indicar si existe una presencia frecuente o generalizada de líquenes, cianobacterias, algas, musgos, etc.

¹² Estadillos disponibles en www.ceam.es/Estadillos_Guia.doc

recubriendo el suelo. Si estos organismos sólo aparecen puntualmente, no es necesario consignar su presencia.

B) ESTADO DE LA VEGETACIÓN. El objetivo de este apartado es caracterizar el estado actual de la vegetación y los restos vegetales quemados que permanecen en el monte. Se divide en seis apartados que intentan abarcar el máximo de casos posibles. Por ello no siempre es necesario rellenar todos los subapartados (en este caso, indicar en el subapartado: “no procede”).

- **RECUBRIMIENTO TOTAL DE LA VEGETACIÓN VIVA:** estimar el porcentaje de suelo que la vegetación recubre actualmente (teniendo en cuenta todos los estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo). Las áreas de afloramientos rocosos generalizados se excluyen de esta estimación.

- **REGENERACIÓN POST-INCENDIO DEL ARBOLADO:** para cada especie arbórea se anotará la siguiente información:

- **Si la especie ha rebrotado:** modo de rebrote (de cepa, de raíz, de copa), densidad de cepas rebrotadas, viabilidad de los rebrotes (será baja en el caso de rebrotes de copa en los que la estabilidad física del tronco esté comprometida, en el caso de rebrotes de cepa adventicios, etc.), vigor del rebrote y altura media.
- **Si la especie ha regenerado por semilla:** densidad de plántulas y altura media.
- Para estimar la **densidad**, señalar si las cepas/plántulas son escasas (< 625 individuos ha⁻¹, equivalente a menos de uno por 16 m²), moderada (625-2500 individuos ha⁻¹; 2500 individuos ha⁻¹ equivalen a uno por 4 m²), abundante (2500-5000 individuos ha⁻¹) o muy abundante (>5000 individuos ha⁻¹, equivalente a más de uno por 2 m²).

- **REGENERACIÓN POST-INCENDIO DEL MATORRAL**

- **Recubrimiento total de matorral rebrotado:** estimar el porcentaje de suelo que las especies arbustivas recubren actualmente.
- **Recubrimiento total de matorral con especies rebrotadoras:** estimar el porcentaje de suelo que las arbustivas rebrotadoras recubren actualmente.
- **Nombre de las especies más abundantes, ocupación que cada una de ellas presenta y altura media:** se entiende por ocupación de una especie su abundancia relativa respecto al conjunto del estrato arbustivo, valorándola de 0 a 10.
- **Especies germinadoras formadoras de matorrales de alta combustibilidad:** en el caso de que exista alguna especie arbustiva que regenere por semilla y que sea capaz de formar matorrales casi monoespecíficos con elevada carga combustible (por ejemplo *Ulex parviflorus* o *Cistus spp.*), estimar la densidad de plántulas existentes actualmente (escasa, moderada, abundante o muy abundante).

- **REGENERACIÓN DE HERBÁCEAS**

- **Recubrimiento total de herbáceas:** estimar el porcentaje de suelo que las herbáceas recubren actualmente.
- **Recubrimiento total de especies rebrotadoras:** estimar el porcentaje de suelo que las herbáceas rebrotadoras recubren actualmente.
- **Nombre de las especies más abundantes y ocupación para cada una de ellas.**

-OTRAS OBSERVACIONES SOBRE EL ESTADO DE LA REGENERACIÓN. Anotar la existencia de daños a la regeneración vegetal causados por fauna, ganado, humanos, vehículos (excepto actuaciones de gestión forestal, que se anotan en el apartado C), etc. Anotar signos de presencia de fauna, ganado o humanos que puedan estar relacionados con la ausencia de regeneración. Describir si los daños son generalizados o puntuales. En el caso de que la distribución de la regeneración siga algún patrón espacial relevante, indicarlo (por ejemplo la regeneración por semilla no suele ser uniforme sino por manchas).

-VEGETACIÓN AFECTADA CON SEVERIDAD BAJA QUE SOBREVIVIÓ AL FUEGO. En los puntos en los que la vegetación se ve afectada con severidad baja o media pueden encontrarse plantas que sobrevivieron al incendio (especialmente árboles).

i. En caso de que sobrevivan árboles, anotar la fracción de cubierta del arbolado superviviente. Indicar las especies arbóreas supervivientes, la ocupación para cada una de ellas, la distribución de los árboles supervivientes (continua, bosquetes, pies aislados) y su estado de desarrollo (monte bravo, latizal, fustal). Estimar, si es posible, el porcentaje de pies que han muerto con posterioridad al incendio (pies que quedaron con partes verdes tras el fuego y que han acabado muriendo). Estimar el vigor de los pies que sobrevivieron al incendio (recuperación de la copa, cicatrización de heridas, etc.).

ii. En el caso de que se observen signos de plagas, enfermedades o daños abióticos en el arbolado que sobrevivió al incendio, indicar el agente causante y evaluar el grado de afección: leve, moderado o elevado, en función del porcentaje de individuos afectados y el nivel de afectación de los árboles atacados. Por ejemplo en el caso de escolítidos: (a) afección leve cuando se observan orificios de entrada en árboles aislados, sin muerte de árboles; (b) afección moderada cuando los escolítidos han producido muertes durante los últimos años y se observan orificios de entrada en muchos árboles; (c) afección elevada cuando han producido la muerte de numerosos árboles.

iii. En el caso de que sobrevivan arbustos, indicar el porcentaje de suelo recubierto por el matorral que sobrevivió al fuego. Indicar las especies supervivientes y la ocupación para cada una de ellas. Estimar, si es posible, el porcentaje de pies que han muerto con posterioridad al incendio (pies que quedaron con partes verdes tras el fuego y que han acabado muriendo). Estimar el vigor de los pies que sobrevivieron al incendio (recuperación de la copa, cicatrización de heridas, etc.)

-RESTOS DE ARBOLADO QUEMADO. Describir los restos vegetales quemados que permanecen en el punto de muestreo. En el caso de que los restos permanezcan en el monte pero acumulados (fajinas, cordones de restos, pilas de troncos, etc.) detallarlo en el apartado C.

- Nombre de las especies vegetales, estimación de la densidad de pies, estado de desarrollo, porcentaje de árboles que han caído al suelo, estabilidad física de los árboles que quedan en pie (se considera que la estabilidad será baja si existe un riesgo inminente de caída natural).

C) GESTIÓN FORESTAL POST-INCENDIO. Descripción de las actuaciones de gestión forestal realizadas en la zona tras el fuego, señalando especialmente qué se ha hecho con los restos vegetales quemados (finos y gruesos) y valorando cómo ha afectado el tratamiento

Guía técnica para la gestión de montes quemados

a la regeneración vegetal espontánea, a la superficie del suelo y a los posibles fenómenos erosivos. Si es posible indicar la extensión del tratamiento y si se ha realizado de forma generalizada o por rodales.

| FICHA 5: PUNTO DE SEGUIMIENTO | | Fecha de muestreo: ____/____/____ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|-----------------------------------|---|-------------------------------|---|-------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|-----------------------|----------------------------|----------------|--------------|--------------|--|--|-------------|-------------|--|--|--|--|-------------|-------------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| Nº PUNTO: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ¿Este punto fue muestreado tras el fuego? Sí / No (En caso negativo, rellenar la fecha de muestreo) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A) ESTADO DEL SUELO | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Tipo de erosión/acumulación: Marcar gravedad (Ninguna Leve Moderada Severa) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Erosión laminar _____ | Badlands _____ | Movimientos en masa _____ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Regueros _____ | Acumulación _____ | Desmoronamiento muretes _____ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cárcavas _____ | Erosión/deposición eólica _____ | Otros _____ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % suelo desnudo (sin vegetación, piedras, hojas, restos quemados) | <input type="checkbox"/> <30% | <input type="checkbox"/> 30-60% <input type="checkbox"/> >60% | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % suelo cubierto por hojarasca , incluyendo restos quemados y selvíc. | <input type="checkbox"/> <30% | <input type="checkbox"/> 30-60% <input type="checkbox"/> >60% | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Profundidad capa hojarasca superficial (<1cm) gruesa (1-3 cm) muy gruesa (>3 cm) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Grado de encostramiento del suelo Ninguno Leve Moderado Severo | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ¿Presencia significativa de costra biológica continua? Si No | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B) ESTADO DE LA VEGETACIÓN | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % RECUBRIMIENTO TOTAL DE LA VEGETACIÓN VIVA <input type="checkbox"/> <30% <input type="checkbox"/> 30-60% <input type="checkbox"/> >60% | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B.1. Regeneración de arbolado post-incendio | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <thead> <tr> <th style="width: 20%;">Especie</th> <th style="width: 15%;">Modo de Regeneración¹</th> <th style="width: 15%;">Densidad²</th> <th style="width: 20%;">Viabilidad de los rebrotes</th> <th style="width: 10%;">Vigor rebrotes</th> <th style="width: 15%;">Altura media</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td> </td> <td> </td> <td> </td> <td>alta / baja</td> <td>alto / bajo</td> <td> </td> </tr> <tr> <td> </td> <td> </td> <td> </td> <td>alta / baja</td> <td>alto / bajo</td> <td> </td> </tr> </tbody> </table> | | | | | | Especie | Modo de Regeneración ¹ | Densidad ² | Viabilidad de los rebrotes | Vigor rebrotes | Altura media | | | | alta / baja | alto / bajo | | | | | alta / baja | alto / bajo | | | | | | | | | | | |
| Especie | Modo de Regeneración ¹ | Densidad ² | Viabilidad de los rebrotes | Vigor rebrotes | Altura media | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | alta / baja | alto / bajo | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | alta / baja | alto / bajo | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ¹ Semilla/Rebrote cepa/Rebrote raíz . | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B.2. Regeneración del matorral post-incendio | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % recubrimiento total | <input type="checkbox"/> <30% | <input type="checkbox"/> 30-60% | <input type="checkbox"/> 60% | % recubrimiento rebrotadoras | <input type="checkbox"/> <30% | <input type="checkbox"/> 30-60% | <input type="checkbox"/> >60% | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <thead> <tr> <th style="width: 25%;">Especie</th> <th style="width: 15%;">Ocupación</th> <th style="width: 15%;">Altura media</th> <th style="width: 10%;"></th> <th style="width: 25%;">Especie</th> <th style="width: 15%;">Ocupación</th> <th style="width: 15%;">Altura media</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> </tbody> </table> | | | | | | Especie | Ocupación | Altura media | | Especie | Ocupación | Altura media | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Especie | Ocupación | Altura media | | Especie | Ocupación | Altura media | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ¿Existe alguna especie germinadora formadora de matorrales de alta combustibilidad? | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <thead> <tr> <th style="width: 60%;">Especie</th> <th style="width: 40%;">Densidad¹</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td></tr> </tbody> </table> | | | | | | Especie | Densidad ¹ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Especie | Densidad ¹ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ¹ Escasa (<1 individuo/16 m ²); Moderada (1 ind/16 m ² -1 ind/4 m ²), abundante (1 ind/4 m ² a 1 ind/m ²) muy abundante (>1 ind/ m ²) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B.3. Regeneración de herbáceas | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % recubrimiento total | <input type="checkbox"/> <30% | <input type="checkbox"/> 30-60% | <input type="checkbox"/> >60% | % recubrimiento por especies rebrotadoras | <input type="checkbox"/> <30% | <input type="checkbox"/> 30-60% | <input type="checkbox"/> >60% | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <thead> <tr> <th style="width: 30%;">Especie</th> <th style="width: 70%;">Ocupación</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td></tr> </tbody> </table> | | | | | | | | Especie | Ocupación | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Especie | Ocupación | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B.4. Otras observaciones sobre el estado de la regeneración: ¿daños por fauna/ganado? | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

■ RECOMENDACIONES

Con el muestreo de campo se dispone de información para realizar un diagnóstico sobre el estado de recuperación de la vegetación. Un diagnóstico en las fases tempranas de la regeneración permitirá evaluar la capacidad de resiliencia de los montes quemados. Junto a las ya comentadas actuaciones de control de la erosión en laderas, este diagnóstico deberá orientar las futuras actuaciones de gestión. Para definir estas alternativas se proponen unas pautas para la toma de decisiones (Figura IV-1):



Figura IV.1 Esquema de apoyo a la toma de decisión para evaluar la necesidad de aplicar actuaciones de restauración forestal

1.- Previamente al planteamiento de cualquier alternativa es necesario definir claramente los objetivos y usos previstos para la zona quemada. En esta identificación de los objetivos, deberían participar el máximo número de agentes sociales implicados en la gestión, propiedad y uso de los terrenos afectados.

2.- En nuestro entorno, el objetivo prioritario de la gestión de las zonas quemadas es la restauración forestal. Sin embargo, en otras condiciones socioeconómicas, pueden ser prioritarios objetivos relacionados con la gestión de pastos, caza o producción maderera intensiva. Las pautas recogidas en esta guía están orientadas a la restauración forestal.

3.- Una de las primeras actuaciones, recogidas por la legislación, es el control del pastoreo para evitar daños en la regeneración de la vegetación. En esta fase también se puede evaluar la función positiva que puede desarrollar el pastoreo controlado y el posible rendimiento económico que puede aportar su presencia. En ciertas situaciones (por ejemplo en áreas corta-fuego, zonas periurbanas u otras donde sea útil para la prevención de incendios y no tenga repercusiones negativas en el regenerado) se podrían identificar zonas para incorporar la gestión del pasto para el mantenimiento de ganado en el control de incendios (considerando las limitaciones que establecen las ayudas de la PAC).

4.- El diagnóstico deberá confirmar si el proceso de regeneración está dominado por especies rebrotadoras o germinadoras y las principales especies. En este último caso será preciso aumentar la resiliencia mediante actuaciones de repoblación. Un ejemplo de inven-

tario para identificar las posibles zonas a repoblar en una zona quemada puede consultarse en TRAGSA (2009).

5.- En esta fase, otro criterio que puede justificar la recomendación de repoblaciones es la ausencia de regeneración en las especies arbóreas.

6.- En otras situaciones puede producirse una regeneración excesiva y será necesario realizar clareos selectivos para reducir la competencia intraespecífica (ayuda a la regeneración) y reducir la carga de combustible (Moya et al, 2008; De las Heras et al, 2012). Los tratamientos selvícolas aplicados a los 6-7 años después del incendio en regenerados naturales de *Pinus halepensis* son una herramienta de gestión muy útil para el aumento de biodiversidad vegetal, adelanto de la madurez reproductiva y aumento de la resiliencia de estas masas (Moya et al., 2009). Resultados similares se obtienen para *Pinus pinaster*, donde clareos tempranos (5 años) e intensos han mostrado su eficacia para la gestión de la regeneración de ecotipos de elevada serotinia (Madrigal et al. 2011). En el caso de especies rebrotadoras, para mejorar los regenerados post-incendio se aplican tratamientos de resalveo a los 10-12 años para reducir la competencia, estimular la reproducción sexual y la conversión a monte alto (Serrada et al., 2008, 2012; Sánchez-Humanes y Espelta, 2011).



Figura IV.2 Regenerado, procedente de un incendio, de pino carrasco con más de 15 años. El tratamiento necesario para reducir la densidad y permitir la evolución de la masa se ha retrasado en exceso.

7.- Una vez identificadas las actuaciones de restauración forestal, éstas se pueden

complementar con actuaciones orientadas a otros objetivos: actuaciones cinegéticas (Bellido et al, 2013), plantaciones micorrizadas con hongos de valor comercial en áreas cortafuegos (Reyna y Garcia, 2005),...

En Moreira et al. (2012) y <http://uaeco.biol.uoa.gr/cost> pueden consultarse las principales características de las actuaciones de restauración de zonas quemadas aplicadas en el Sur de Europa.

■ EJEMPLO DE APLICACIÓN

La metodología de evaluación a medio plazo también se aplicó para analizar, a los 18 meses del incendio, la evolución de la regeneración del incendio descrito en el apartado anterior (*Anejo I: Aplicación del protocolo de evaluación al incendio de Vall d'Albaida 2010*).

En este diagnóstico se evaluó el grado de desarrollo de la vegetación a los 18 meses del incendio, los factores que lo han condicionado y las posibles acciones a desarrollar para favorecer la recuperación del ecosistema. Igualmente, el seguimiento ha permitido profundizar en los efectos ecológicos del incendio y de las actuaciones de prevención de riesgos y de restauración ya realizadas, así como contrastar sobre el terreno las previsiones y la información elaborada en el informe de urgencia del incendio.

Con la metodología aplicada se han revisitado las zonas muestreadas en la prospección de urgencia, ampliando los puntos de observación y evaluación a zonas con actuaciones de tratamiento de madera quemada y otras zonas que presentan alguna singularidad o riesgo específico.

■ REFERENCIAS

Bellido M., Burgui J.M., García R., Theureau de la Peña J.M. 2013. Protocolo de actuación postincendio en materia de gestión de espacios cinegéticos. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Servicio de Caza y Pesca. Generalitat Valenciana. 33 pp.

Casal M., 2010. Regeneración de la vegetación tras los incendios en Galicia. Jornadas Internacionales: Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales. FuegoRed 2010. PP 29-34.

De Las Heras, J., Moya, D., Vega, J. A., Daskalaku, E., Vallejo, V. R., Grigoriadis, N., Tsitsoni, T., Baeza, M. J., Valdecantos, A., Fernández, C., and Espelta, J., 2012. Post-Fire Management of Serotinous Pine Forests. In: Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P., and De Las Heras, J., (eds.). Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. 121-150. Springer Netherlands.

Madrigal J., Hernando C., Guijarro M., Vega J.A., Fonturbel T., Pérez-Gorostiaga P. 2010. Smouldering fire-induced changes in a Mediterranean soil (SE Spain): effects on germination, survival and morphological traits of 3-year-old **Pinus pinaster** Ait. In: Plant Ecol 208:279-292. DOI 10.100A7/s11258-009-9705-1

Madrigal J., Hernando C., Guijarro M. 2011. El papel de la regeneración natural en la res-

tauración grandes incendios forestales: el caso del pino negral. Bol.Inf. CIDEU 10: 5-22 (2011).

Moreira F., Arianoutsou M., de las Heras J. and Corona P. (ed). 2012. Post Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Ed. Springer, 329 pp.

Moya, D., De las Heras, J., López-Serrano, F.R., Leone, V. 2008. Optimal intensity and age management in young Aleppo pine stands for post-fire resilience. Forest Ecology and Management 255:3270–3280

Moya, D., De las Heras, J., López-Serrano, F.R., Condes S. y Alberdi, I. 2009. Structural patterns and biodiversity in burned and managed Aleppo pine stands. Plant Ecology 2: 217-228.

Reyna S., García Barreda S. 2005. Implantación de truferas y selvicultura trufera como base para las áreas cortafuegos de encinares de media montaña sobre suelos calizos. 4º Congreso forestal español. Zaragoza.

Serrada Hierro, R.; Aroca Fernández, P., Roig Gómez, S. 2008. Selvicultura preventiva de incendios, en: Compendio de Selvicultura Aplicada en España. Serrada R., Montero G., Reque J. (Eds), Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Madrid.

Serrada R., Bravo, J. A. 2012. Gestión adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos. Adaptaciones en las actuaciones de regeneración. En: Vericat, P; Piqué, M.; Serrada, R. (eds.). Gestión adaptativa al cambio global en masas de Quercus mediterráneos. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Solsona (Lleida), p. 67-83.

Sánchez-Humanes, B., Espelta, J.M. 2011. Increased drought reduces acorn production in Quercus ilex coppices: thinning mitigates this effect but only in the short term. Forestry 85:716-729.

Trabaud, L. y Lepart, J., 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. Vegetatio 43: 49-57.

TRAGSA 2009. Inventario de regeneración de los montes de utilidad pública 297 “La Tesuguera” en el término municipal de La Riba de Saelices y 298 “El Ceño Negrillo y La Virgen” en el término municipal de Ablanque afectados por el incendio del Rodenal (Guadalajara).

LA EVALUACIÓN A LARGO PLAZO DE ZONAS QUEMADAS

■ INTRODUCCIÓN

Transcurridos varios años desde el incendio, la caracterización de sus efectos admite múltiples aproximaciones en función de los objetivos previstos con la evaluación. Estos objetivos pueden ser, entre otros, evaluar el grado de cobertura, composición y estructura de la vegetación, evaluar la efectividad de actuaciones realizadas después del incendio, cuantificar la acumulación de biomasa, etc., criterios que fácilmente podrían quedar incorporados en los planes de ordenación.

Con el paso del tiempo, a los efectos del impacto del incendio se pueden añadir los efectos de otras perturbaciones (sequías, plagas, etc.) y los derivados de la propia gestión forestal. Además, para incendios ocurridos hace muchos años, puede faltar información precisa sobre el estado de la vegetación previa al incendio, lo cual complica la interpretación de la evolución post-incendio. Todos estos factores añaden complejidad al proceso de evaluación, el cual, por otra parte, mantiene algunas de las limitaciones señaladas para la evaluación a corto y medio plazo: heterogeneidad espacial y medios disponibles.

Pese a la posible heterogeneidad de objetivos y zonas afectadas, en la evaluación a largo plazo resulta prioritario analizar el estado de recuperación y la funcionalidad de los ecosistemas afectados por los incendios y, en definitiva, la capacidad del monte para generar bienes y servicios (ver *Millennium Ecosystem Assessment* 2005; <http://www.wri.org/publication/millennium-ecosystem-assessment>). Por ello, la evaluación deberá reflejar, como mínimo, el estado de recuperación en el cual se encuentra el ecosistema afectado por el incendio, su capacidad de resiliencia frente a perturbaciones (en nuestro caso frente a nuevos incendios), el grado de acumulación de combustible (como indicador del riesgo de nuevos incendios), y el grado de protección y funcionalidad del suelo (como indicador del nivel de conservación de este recurso). Junto a estas consideraciones, las circunstancias particulares de cada incendio pueden requerir indicadores específicos sobre la viabilidad de especies singulares, sobre otros aprovechamientos, etc.

■ METODOLOGÍAS

Las aproximaciones y metodologías aplicadas en esta fase pueden ser muy variadas, en función de los objetivos y medios disponibles para realizar la evaluación. En cualquier caso, resulta un proceso complejo y que requiere un importante flujo de información y tiempo.

Posiblemente una de las evaluaciones más emblemáticas de los efectos a largo plazo de los incendios sea la realizada a raíz de los grandes incendios de 1988 en el Parque Nacional de Yellowstone (Wallance, 2004). En este contexto, Romme y Turner (2004) proponen un marco para la evaluación en base a los siguientes criterios: análisis del régimen de perturbaciones (en este caso incendios), análisis de la estructura (a nivel de rodal y paisaje), identificación de especies en peligro de desaparición a causa de los incendios, recuperación de la estructura, composición y funcionalidad de los ecosistemas afectados e identificación de efectos dañinos imprevistos.

Un ejemplo más próximo de evaluación a largo plazo de una zona quemada lo constituye el proyecto de investigación GEORANGE (www.georange.net; Röder et al, 2002). Aunque con un marcado carácter científico, en este proyecto se ha realizado un detallado seguimiento de la regeneración de una zona quemada con el apoyo de la teledetección (Figura

V-1) e intensivos muestreos de campo. Igualmente, el análisis espacial de la distribución de los modelos de combustible y la simulación de la propagación del fuego (Figura V-2), ha permitido definir criterios para el diseño de infraestructuras de prevención y extinción de incendios (Duguy et al 2013, 2007).

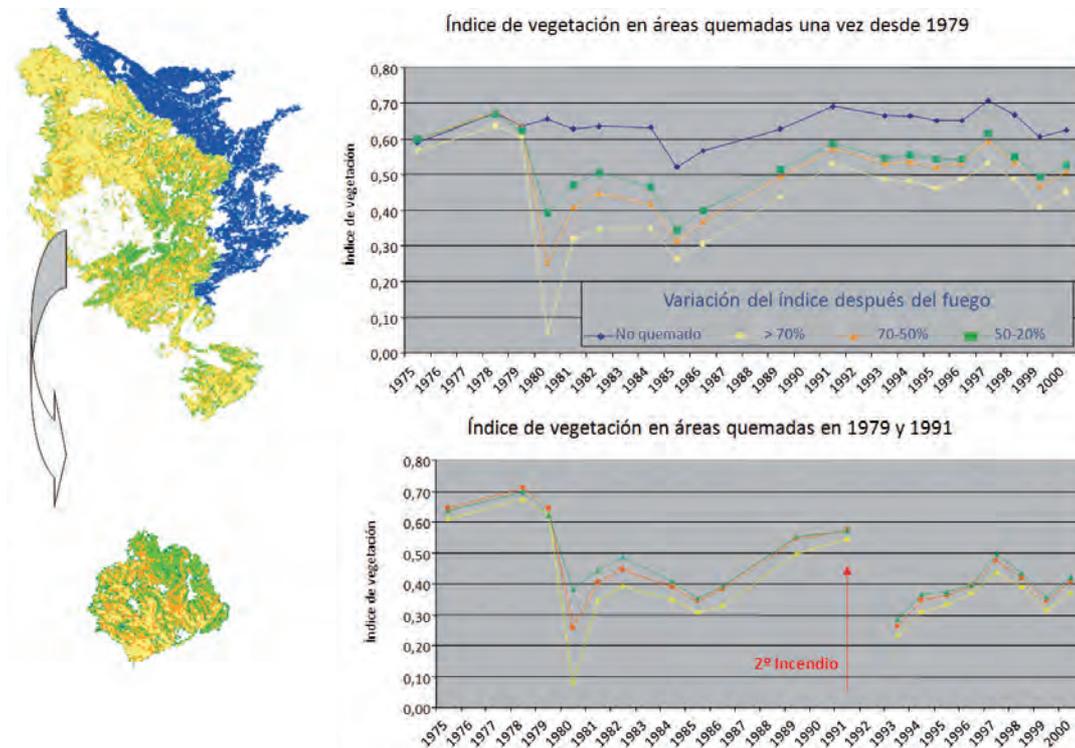


Figura V-1. Evolución de la regeneración natural en la superficie forestal afectada por el incendio de Ayora de 1979 analizada con un índice de vegetación obtenido con imágenes Landsat durante el periodo 1975-2001. Superior: superficie quemada una vez desde 1979. Debajo: superficie quemada en 1979 y 1991.

En nuestro contexto, la evaluación puede realizarse en base a indicadores relacionados con el grado de cobertura y los rasgos funcionales de la vegetación (especialmente su capacidad de rebrote), la proporción y estructura espacial del suelo desprovisto de vegetación (suelo susceptible de erosión) y su estado funcional (infiltración y la retención de nutrientes). Un ejemplo de aplicación de estos indicadores lo constituye el proyecto PRACTICE (*Prevention and Restoration Actions to Combat Desertification*; <http://practice-netweb.eu>).

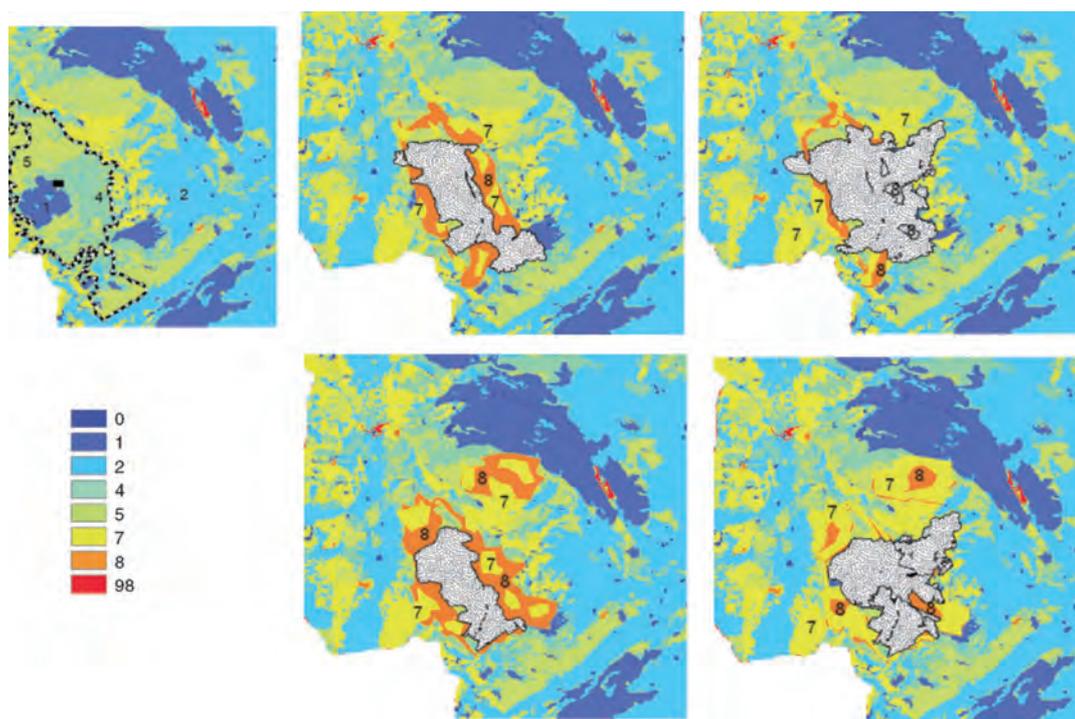


Figura V-2. Simulación de la propagación de un incendio bajo distintos escenarios de distribución de modelos de combustible (tomado de Duguy et al, 2007). La imagen superior izquierda reproduce el perímetro del gran incendio de Ayora de 1979 (línea punteada en negro). El resto de imágenes reproducen el resultado de la simulación de dicho incendio, bajo las mismas condiciones climáticas que tuvieron lugar en 1979, con varios supuestos de distribución de modelos de combustibles y áreas cortafuegos. La escala de color y los números en las imágenes representan modelos de combustibles (98 corresponde a otras superficies no forestales). La mejor combinación de las técnicas de prevención (imagen de abajo-izquierda) podría reducir la superficie quemada en más de un 50% respecto al incendio de 1979, bajo condiciones meteorológicas extremas.



Figura V-3. Área cortafuegos desde la que se controló un frente del incendio (Chelva 2012, Valencia).

PRACTICE es un proyecto del 7º programa marco de la Comisión Europea, que ha desarrollado metodologías específicas para la evaluación de alternativas de gestión en zonas con riesgo de sufrir procesos de desertificación. En el proyecto se han consensuado unos indicadores comunes para describir servicios ecosistémicos de aprovisionamiento de materias primas, regulación y mantenimiento del sistema. Atendiendo al principal agente causante del proceso de desertificación, los indicadores comunes quedan complementados con otros específicos para cada contexto en particular. Así, para las zonas quemadas se han seleccionado 13 indicadores: conservación del agua, conservación del suelo, calidad del suelo, biodiversidad, salud forestal, biomasa/fijación de carbono, riesgo de incendio, valor productivo, uso recreativo y turístico, valor estético, valor cultural, influencia en la economía familiar, y coste económico de la acción.

Los muestreos necesarios para la toma de datos se pueden plantear desde distintas alternativas o metodologías: prospecciones de campo similares a las descritas en etapas anteriores, complementadas con trabajos de campo o información ya disponible (por ejemplo, parcelas del Inventario Forestal); con información de teledetección (Roeder et al 2008; San-Miguel et al, 2011) y LIDAR (Van et al, 2013); adaptaciones de otras metodologías, por ejemplo los formularios de evaluación de los proyectos REACTION (Restoration Actions to Combat Desertification in the Northern Mediterranean; <http://www.ceam.es/reaction>; Bautista y Alloza, 2009), Cost Action FP0701 (Post-Fire Forest Management in Southern Europe; <http://uaeco.biol.uoa.gr/cost>) o el ya comentado proyecto PRACTICE (más adelante se expone un ejemplo de aplicación). En cada situación habrá que adaptar la metodología a los condicionantes locales de información, presupuestos y tiempo disponible.

■ RECOMENDACIONES

En esta fase temporal, la información recopilada en el proceso de muestreo hay que interpretarla a escala de paisaje y con unos objetivos previamente definidos. En nuestro marco, los objetivos se centran en la restauración forestal, pero las prioridades deberían quedar definidas considerando las necesidades y preferencias de los agentes sociales de cada zona. Con estas consideraciones, las actuaciones de restauración estarán justificadas si en la zona afectada hay ausencia de especies características de estados maduros de la sucesión o una baja biodiversidad, factores ambos reforzados por la necesidad de prevenir nuevos incendios y para promover la capacidad de resiliencia (Figura V-4).

Así, la escala temporal permite contrastar si la regeneración se está desarrollando según el proceso de autosucesión o si se producen excepciones, bien sea en comunidades de matorral (Baeza et al 2007) o arbolado (Retana et al, 2002). Junto al criterio evolutivo, las interacciones de los incendios con el paisaje (Moreira et al, 2012) y el combustible (Duguy et al, 2007 y 2013) determinarán la necesidad de realizar actuaciones. En el caso de repoblaciones, estas actuaciones básicamente serán plantaciones de leñosas, principalmente con especies rebrotadoras (mayoritariamente frondosas en el caso de árboles) y combinaciones de coníferas y frondosas. En las situaciones donde dominan matorrales densos con alta acumulación de combustible de riesgo se pueden realizar desbroces con triturado y distribución superficial de restos a modo de acolchado (Baeza et al, 2005).

Para garantizar al máximo el éxito de las plantaciones, la selección de especies debe realizarse atendiendo a su bioclimatología y autoecología, considerando las implicaciones de las proyecciones de cambio climático tanto sobre el régimen de incendios (Loepfe et al., 2012), como en la adaptación de las especies (Crowe y Parker 2008, Stephens et al. 2010). Además, la distribución espacial de las especies deberá realizarse por unidades geomorfológicas y con criterios de priorización espacial (entre los cuales habrá que considerar la propiedad del suelo). Todos estos criterios deberán plasmarse con un correcto diseño y ejecución de las plantaciones (Serrada et al, 2005) y un posterior seguimiento de los resultados.

Una vez finalizado el diagnóstico y la formulación de las alternativas de restauración, el proceso puede continuar con actuaciones para cubrir otros objetivos (paisajístico, recreativo, caza, CO₂...), superando el ámbito estrictamente forestal para integrar actuaciones en la interfaz agrícola y urbana.

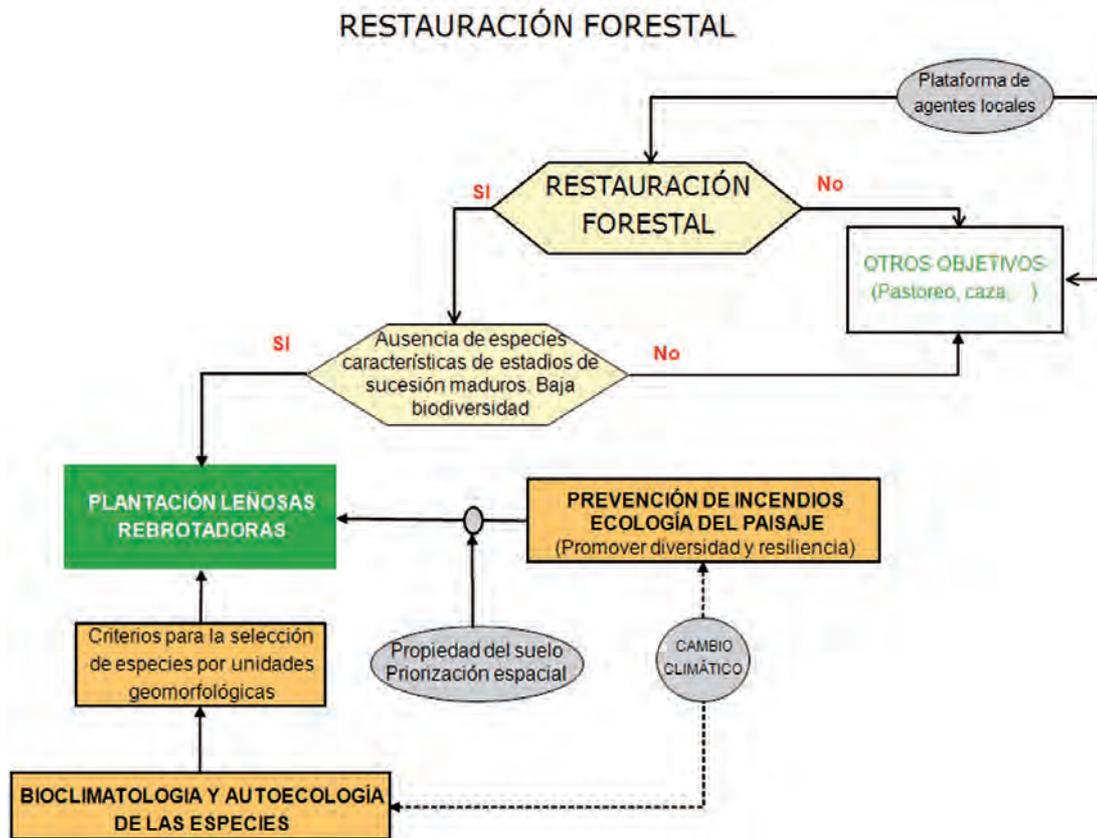


Figura V-4. Esquema de apoyo en la toma de decisión para evaluar las actuaciones de restauración forestal.

En este proceso de toma de decisiones (Figura V-4) cada vez resulta más necesario contar con mecanismos de participación ciudadana. Sin embargo, esta participación debe estar organizada para que no supedite las consideraciones técnicas. Además, considerando que no en todos los incendios hay que reproducir el mismo tipo de monte que existía antes del incendio, en situaciones concretas la participación puede ayudar a considerar nuevas alternativas y determinar la orientación final de la restauración.

■ EJEMPLO DE APLICACIÓN

En el marco del proyecto PRACTICE (<http://practice-netweb.eu>), proyecto europeo coordinado por la Fundación CEAM, se ha realizado una evaluación del estado de regeneración de la vegetación en la zona quemada por el incendio de Ayora de 1979 (casi 30.000 ha quemadas).

Para el proceso de evaluación, en primer lugar se seleccionaron las 4 alternativas de gestión más representativas de la zona. Estas actuaciones fueron: matorral regenerado tras el fuego (considerada en el estudio como ejemplo de no intervención), reforestación con pinos (mayoritariamente llevadas a cabo a principios de la década de 1990), regeneración

natural de pinar de pino carrasco desarrollado espontáneamente tras el fuego (considerada como no intervención), y regeneración natural de pinar sujeto a labores posteriores de clareo (mayoritariamente llevadas a cabo a principios de la década de 1990-2000).

Seguidamente se procedió a obtener información sobre los 13 indicadores seleccionados (conservación del agua, conservación del suelo, calidad del suelo, biodiversidad, salud forestal, biomasa/fijación de carbono, riesgo de incendio, valor productivo, uso recreativo y turístico, valor estético, valor cultural, influencia en la economía familiar, y coste económico de la acción).

En este caso, la metodología aplicada está basada en el Análisis Funcional del Paisaje (LFA; Tongway y Hindley, 2004). La metodología LFA permite evaluar de una forma relativamente sencilla y estandarizada, la proporción y distribución de manchas de suelo desnudo (o de vegetación) y su estado funcional. Así, la conservación del agua se estimó a partir del índice de infiltración del *Landscape Function Analysis* (LFA, Tongway y Hindley, 2004). Para estimar la conservación del suelo se ponderó el índice de estabilidad del LFA con el recubrimiento de la vegetación (estimado a partir de transectos). La calidad del suelo fue estimada ponderando el índice de reciclado de nutrientes del LFA con el porcentaje de materia orgánica del suelo (Nelson y Sommers, 1996). La biodiversidad (riqueza de especies) se estimó en función del número de especies vasculares encontradas en transectos de vegetación. Para la biomasa/fijación de carbono se integró la biomasa aérea de la vegetación (utilizando ecuaciones alométricas que relacionan el diámetro basimétrico con la biomasa seca, y considerando que el 50% de esta biomasa corresponde a carbono) y la cantidad de carbono orgánico en el suelo. Para el riesgo de incendio se realizó una estimación de la intensidad de un incendio forestal bajo condiciones climáticas estándar, teniendo en cuenta el modelo de combustible y la biomasa acumulada (MAPA, 1987; Vélez, 2000). En el caso de salud forestal se consideró el riesgo de plagas, especialmente escolítidos, y para ello se consideró la opinión de expertos procedentes de la administración autonómica. El coste económico de las acciones se estimó en base a presupuestos aportados por empresas del sector. Los resultados se muestran en la Figura V-5.

La integración de los indicadores señalados se realizó mediante el análisis de decisión multicriterio (*Multi Criteria Decision Analysis*, MCDA) basado en Roy y Bertier (1973) con el programa estadístico ELECTRE. En resumen, este método cuantifica la intensidad de la afirmación “la alternativa de gestión A es al menos tan buena como la B” entre pares de acciones. Combina dos análisis, uno que valora cuántos indicadores apoyan la afirmación, y otro que valora la magnitud de la diferencia entre cada par de alternativas de gestión para los valores de los indicadores considerados.

El análisis multicriterio de los indicadores y las acciones mostró que la mejor alternativa de gestión correspondió a la regeneración natural de pinar con clareo, la segunda acción fue la reforestación, mientras que el matorral y la regeneración natural de pinar sin ninguna intervención mostraron las valoraciones más bajas (Figura V-6).

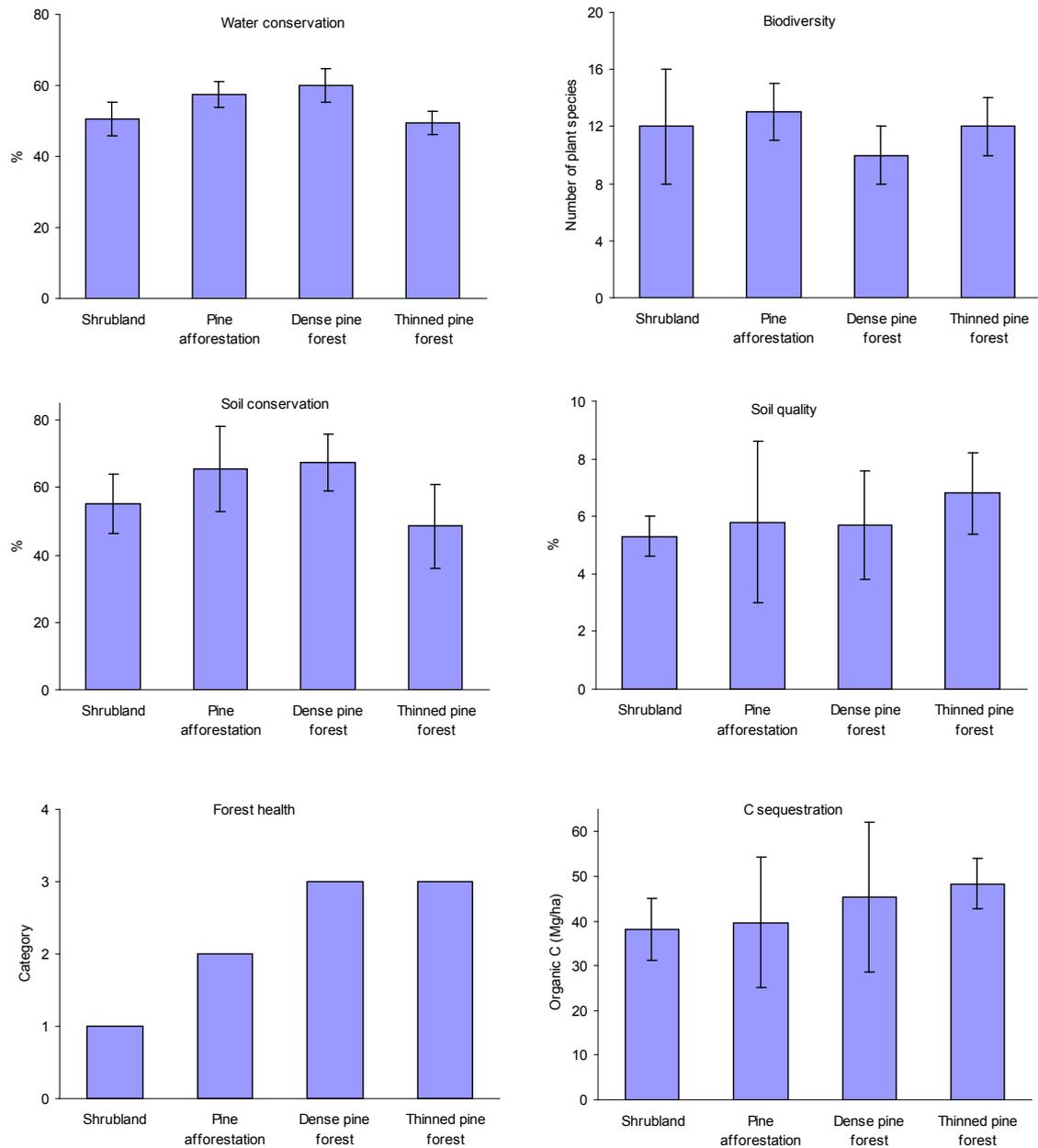
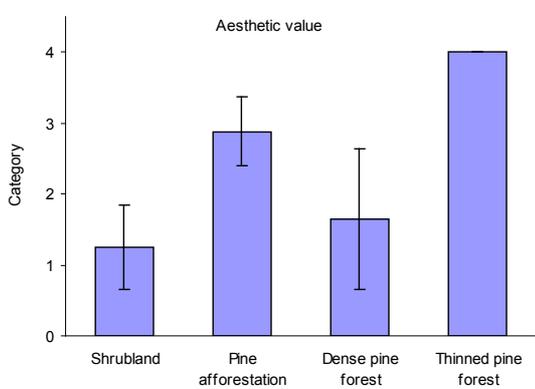
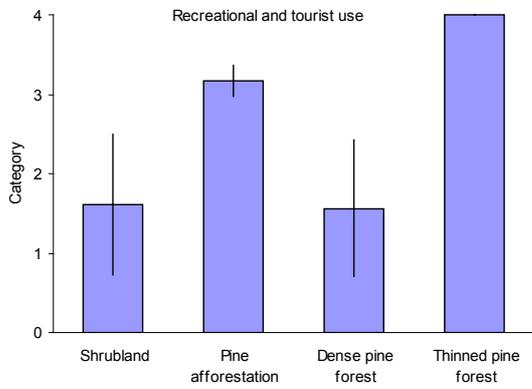
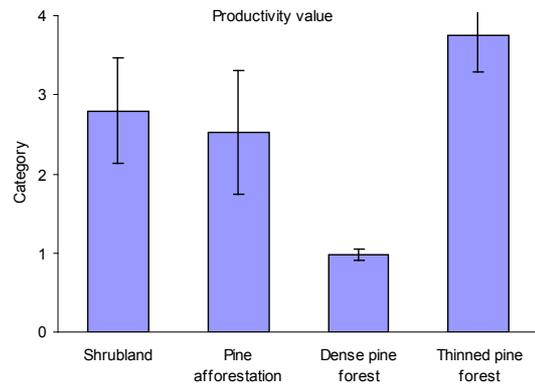
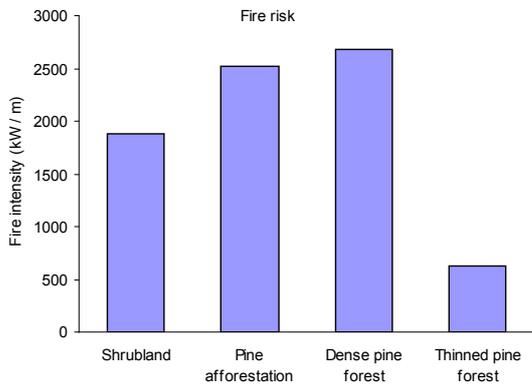


Figura V-5a. Valores estimados para alguno de los indicadores considerados en el análisis de las alternativas de gestión llevadas a cabo en la zona de estudio Ayora. Medias y desviaciones estándar.

Guía técnica para la gestión de montes quemados



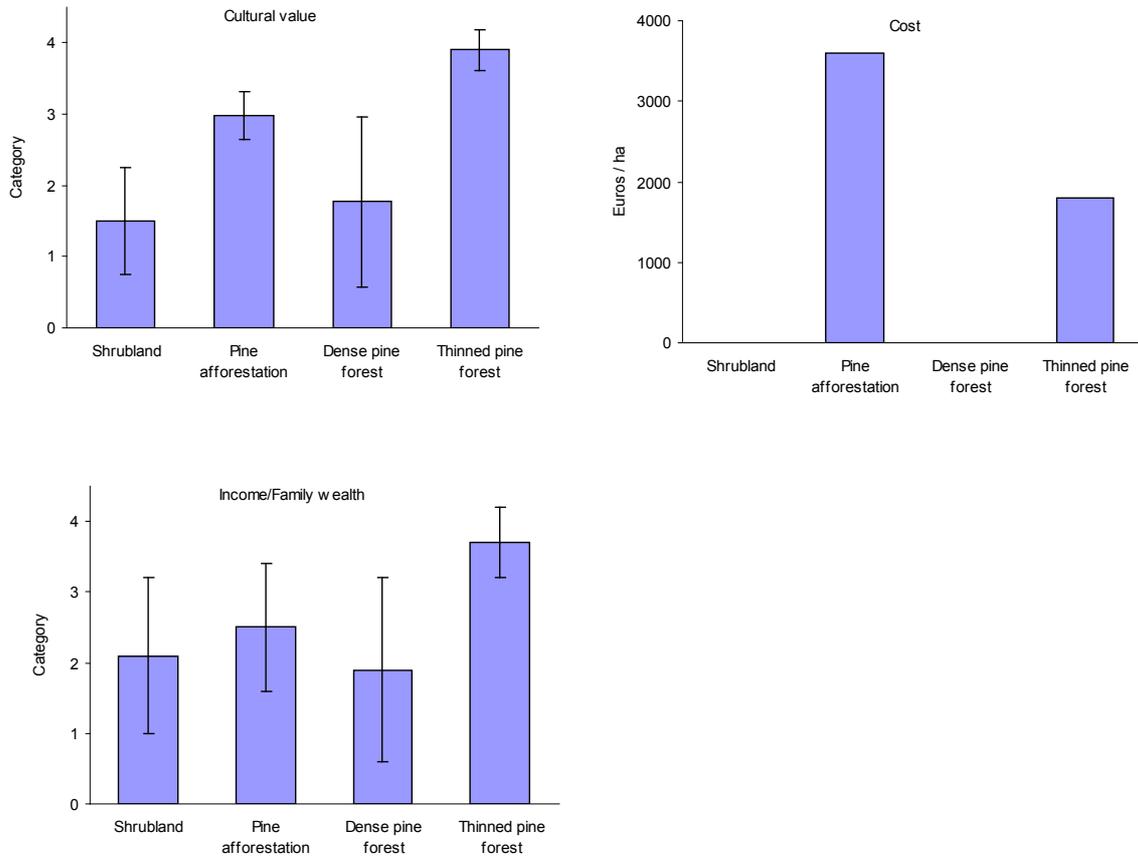


Figura V-5b. Valores estimados para alguno de los indicadores considerados en el análisis de las alternativas de gestión llevadas a cabo en la zona de estudio Ayora. Medias y desviaciones estándar.

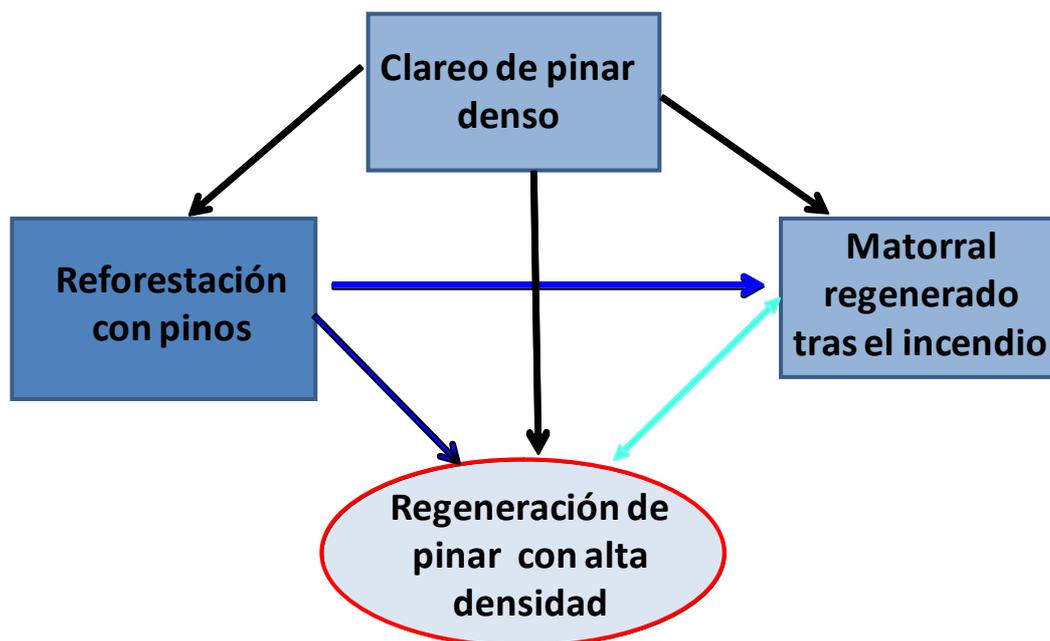


Figura V-6. Resultados del análisis multicriterio considerando las cuatro alternativas de gestión evaluadas. El sentido de las flechas indica de mayor a menor valoración entre pares de alternativas.

■ REFERENCIAS

Baeza, M. J., Valdecantos, A., and Vallejo, V. R. 2005. Management of Mediterranean shrublands for forest fire prevention. In: Burk, A. R., (eds.). *New Research on Forest Ecosystems*. 37-60. Nova Science Publishers Inc..

Baeza, M. J., Valdecantos A., Alloza J.A., y Vallejo V.R., 2007. Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forest. *Journal of Vegetation Science* 18:243–252.

Bautista, S. y Alloza, J.A. 2009. Evaluation of forest restoration projects. In: *Land restoration to combat desertification*, Bautista, S., Aronson, J. and Vallejo, V.R. (eds.). 47-72. Fundación CEAM, Valencia.

Crowe, A. and Parker, W.H. 2008. Using portfolio theory to guide reforestation and restoration under climate change scenarios. *Climate Change* 89, 355-70.

Duguy B., Alloza J.A., Röder A., Vallejo R., Pastor F. 2007. Modelling the effects of landscape fuel treatments on fire growth and behaviour in a Mediterranean landscape (eastern Spain). In: *International Journal of Wildland Fire*, 16, 619–632

Duguy B., Paula S., Pausas J., Alloza J.A., Gimeno T., Vallejo V.R. 2013. Effects of Climate and Extreme Events on Wild fire Regime and Their Ecological Impacts. In: *Regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean: Volume 2: Agriculture, Forests and Ecosystem Services and People*, *Advances in Global Change Research* 51, DOI 10.1007/978-94-007-5772-1_6. A. Navarra and L. Tubiana (eds.), 101-134pp.

Loepfe L. Martínez-Vilalta J. Piñol J. 2012. Management alternatives to offset climate

change effects on Mediterranean fire regimes in NE Spain. *Climatic Change* 115: 693-697. DOI 10.1007/s10584-012-0488-3.

MAPA. 1987. Clave fotográfica para la identificación de modelos de combustible. ICONA. Área de Defensa contra incendios forestales.

Moreira F, Viedma O, Arianoutsou M, Curt T, Koutsias N, Rigolot E, Barbati A, Corona P, Vaz P, Xanthopoulos G, Mouillot F, Bilgili E. 2012. Landscape--wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management. In: *Journal Environmental Management*. 92(10), pp 2389-402.

Nelson, D.W. and Sommers, L.E. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: D.L. Sparks (editor) *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. SSSA-ASA, Madison, WI, pp. 1011-1069.

Retana J, Arnan X., Arianoutsou M., Barbati A., Kazanis D. y Rodrigo A. 2012. Post-fire management of non-serotinous pine forest. In: *Post Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. Moreira F., Arianoutsou M., de las Heras J., and Corona P., Ed. Springer *Managing Forest Ecosystems* Vol. 24. pp 151-170.

Röder A., Hill J., Somme S, Mehl W., Kemper Th., Brundu G., Vallejo V. R., Del Barrio G., Puigdefabregas J. Papanastasis V., Tsiourlis G.M. 2002. Geomatics in the assessment and sustainable management of Mediterranean rangelands - the GeoRange project. In: *Second Workshop of the EARSEL Special Interest Group on Remote Sensing for Developing Countries*, 18-20 September. Bonn.

Röder A., Hill J., Duguay B., Alloza, J. A., Vallejo V.R. 2008. Using long time series of Landsat data to monitor fire events and post-fire dynamics and identify driving factors. A case study in the Ayora region (eastern Spain). *Remote Sensing of Environment* 112: 259-273.

Romme W y Tunner M. 2004. Ten Years After te 1988 Yellowstone Fires: Is restoration Needed?. In: *After the fires. The ecology of change in Yellowstone National Park*. Wallace L (ed), pp318-361.

Roy, B. and P. Bertier. 1973. La méthode ELECTRE II – Une application au média-planning. In: M. Ross (editor) *OR'72*. North-Holland Publishing Company, Amsterdam, pp 291-302.

San-Miguel Ayanz J., Gitas I., Camia A., Oliveira S. (Ed). 2011. *Advances in Remote Sensing and GIS applications in Forest Fire Management From local to global assessments*. Proceedings of the 8th International EARSEL FF-SIG Workshop Stresa (Italy). 20 - 21 October 2011

Serrada Hierro R., Navarro Cerrillo R., Pemán García J.; 2005. La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la silvicultura y la ecofisiología. *Invest Agrar: Sist Recur For* (2005) 14(3), 462-481

Stephens, S.L., Millar, C.I. and Collins, B.M. 2010. Operational approaches to managing forests of the future in Mediterranean regions within a context of changing climates. *Environment Research Letters* 5 (<http://stacks.iop.org/ERL/5/024003>).

Tongway, D.J. and Hindley, N. 2004. *Landscape Function Analysis: Procedures for Monitoring and Assessing Landscapes*. CSIRO Publishing, Brisbane.

Van R. Kane, James A. Lutz, Susan L. Roberts, Douglas F. Smith, Robert J. McGaughey, Nicholas A. Povak, Matthew L. Brooks. 2013. Landscape-scale effects of fire severity on mixed-conifer and red fir forest structure in Yosemite National Park. *Forest Ecology and Management*, Volume 287-1. Pp 17-31.

Guía técnica para la gestión de montes quemados

Vélez, R. (coordinador). 2000. La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw Hill.

Wallance L. (ed). 2004. After the fires. The ecology of change in Yellowstone National Park. Yale University Press, 390 pp.

ANEJO I
APLICACIÓN DEL PROTOCOLO DE EVALUACIÓN
AL INCENDIO DE VALL D'ALBAIDA (VALENCIA) 2010

■ INTRODUCCIÓN

Para contrastar la aplicabilidad del marco conceptual y la metodología de evaluación, en este texto se describen cada uno de los pasos aplicados a un caso real. En concreto, sobre un incendio de unas 3.000 ha que afectó en septiembre de 2010 a varios municipios del sur de Valencia y Norte de Alicante. La información aquí expuesta es un resumen del *Informe urgente sobre el impacto del incendio forestal de Bocairent-Agullent de septiembre de 2010* (Gimeno et al., 2010) y del *Informe Impacto del incendio forestal de Bocairent - Agullent de septiembre de 2010. 2ª fase: evaluación a los 18 meses* (García et al., 2012), ambos redactados para la Consejería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Comunidad Valenciana.

Tal y como se ha descrito en la metodología, se ha evaluado el impacto ecológico mediante muestreos sistemáticos y rutas por la zona quemada, recopilando información cartográfica y acudiendo a fuentes de información locales. Además de evaluar el impacto inmediatamente después del fuego, se ha realizado un seguimiento y evaluación de los tratamientos de madera quemada y de la evolución de la cubierta vegetal al cabo de 18 meses.



Figura 1. Imagen del incendio en las proximidades a una de las localidades afectadas.
Foto tomada al cabo de 10 días del incendio

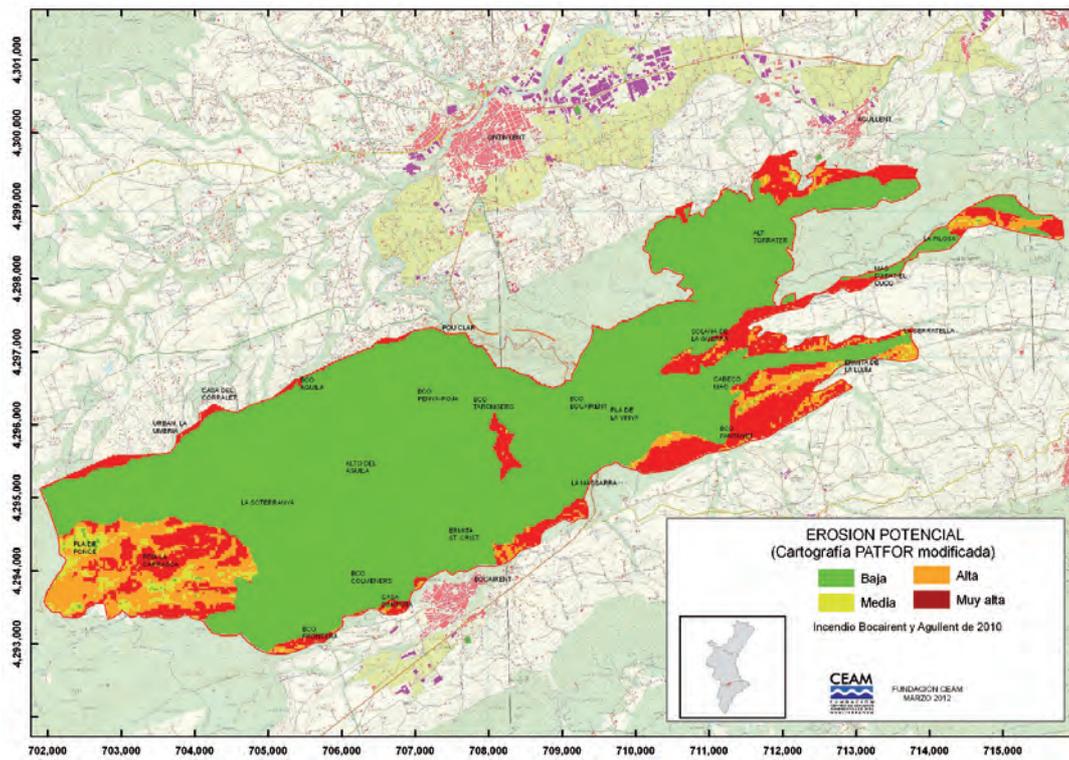


Figura 4. Erosión potencial (cartografía PATFOR modificada por la litología). Leyenda: Verde baja. Amarillo: media. Naranja: alta. Rojo: muy alta.

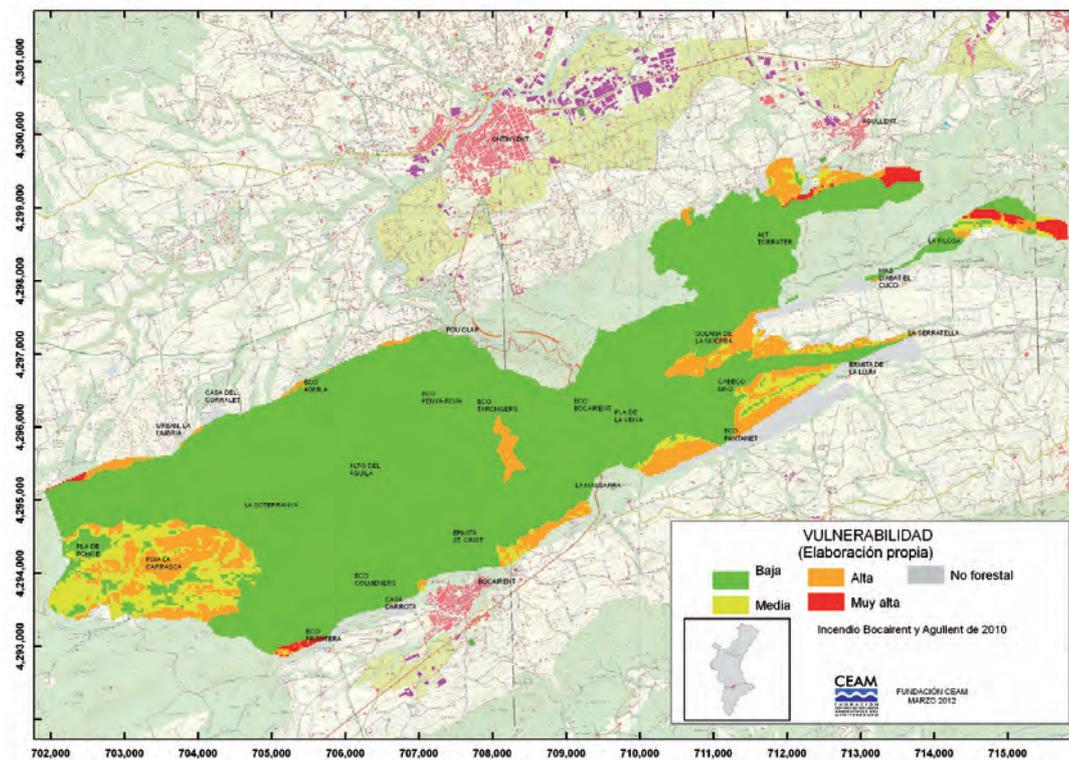


Figura 5. Vulnerabilidad (resultado de integrar la regeneración esperable con el riesgo de erosión) Leyenda: Verde baja. Amarillo: media. Naranja: alta. Rojo: muy alta.

■ EVALUACIÓN URGENTE

1. DOCUMENTACIÓN: CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA QUEMADA

En este apartado se resumen las principales características de la zona quemada.

1.1. Superficie afectada

La zona quemada se sitúa en las sierras interiores de la Comunidad Valenciana, entre las provincias de Valencia y Alicante. Según los datos de la Consejería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Comunidad Valenciana, la superficie forestal afectada por el incendio fue de 2984 ha. El incendio afectó básicamente a superficie forestal, con muy pocos enclavados o parcelas de cultivo, pero con una importante afeción a la interfaz urbano-forestal (cascos urbanos de Bocairent y Agullent, urbanización dispersa en Bocairent, Agullent y Ontinyent).

El incendio afectó una parte del Lugar de Interés Comunitario (LIC) *Serres de Mariola i el Carrascal de la Font Roja*. La superficie de este espacio quemada en el incendio fueron 329 ha (menos del 2% de la superficie total del LIC).

Tabla 1. Superficies (en base a cartografía).

| | |
|---|--|
| Fecha del incendio | 06/09/2010 |
| TM afectados | Ontinyent, Bocairent, Alfafara, Agullent, Agres, Albaida, Benissoda |
| Superficie forestal afectada | 3160 ha (superficie no oficial, tomada de la cartografía), el 84% no arbolada y mayoritariamente de titularidad privada (Fig. 6) |
| Espacios protegidos | LIC Serres de Mariola (329 ha quemadas) |
| Recurrencia de incendios entre 1979-2010 | 60% superficie quemada 2 veces (incluyendo incendio 2010) 40% superficie quemada 3 veces (incluyendo incendio 2010) Fig. 7 |

1.2. Recurrencia de incendios

El perímetro del actual incendio se ha quemado con anterioridad en varias ocasiones: en 1979 hubo dos incendios, en los años 1980 hubo tres incendios repartidos por la zona norte y nordeste y en 1994 se quemó la práctica totalidad de la zona afectada. Desde la mitad de los años 1990 hasta el pasado año hubo numerosos incendios de pequeña magnitud (menos de 1 ha) repartidos por toda la zona quemada actual.

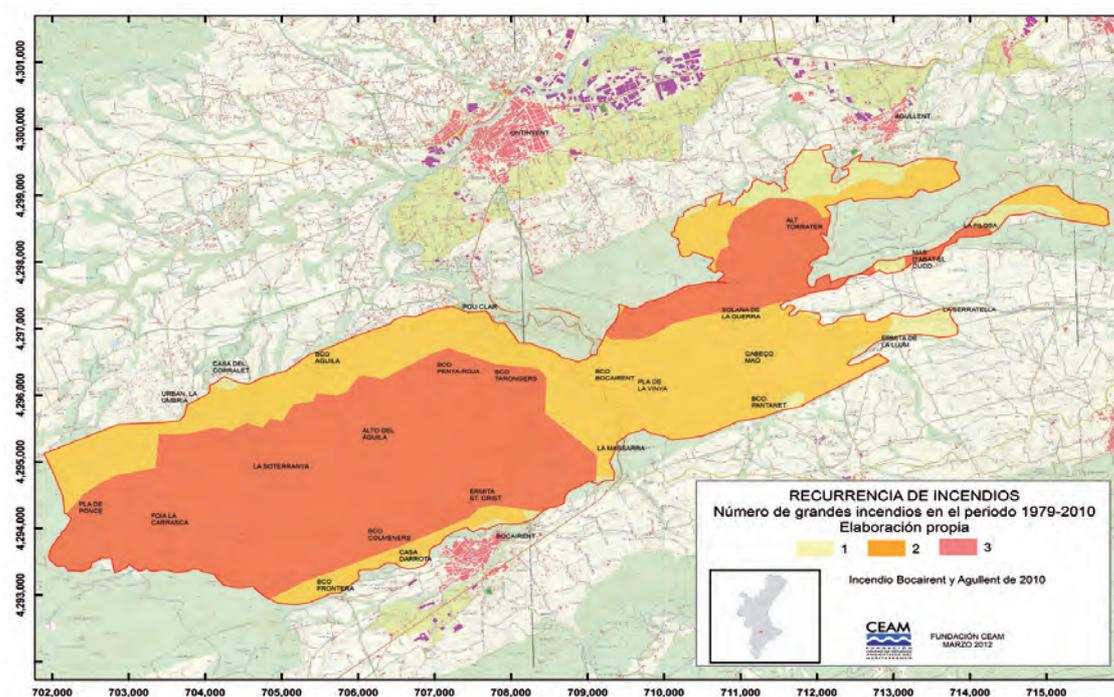


Figura 7. Recurrencia de incendios. Número de grandes incendios en el periodo 1979-2010. Leyenda: Rojizo: 3 Ocre: 2. Amarillo 1

1.4. Litología

La litología dominante son calizas cretácicas (ocupan aproximadamente un 85% de la zona afectada).

Tabla 3. Litologías

| Substrato geológico | Distribución por la zona quemada (Fig. 8) |
|---|--|
| Calizas biológicas y arenosas (con pasadas de calizas puras y calizas margosas) | Litología mayoritaria, presente en el 85% de la superficie: eje de toda la sierra quemada |
| Dolomías y dolomías margosas (puntualmente arcillas rojas cuaternarias) | Distribuída por el 10% de la superficie, en el extremo W (Pla de Ponce, Foia de la Carrasca) |
| Margas terciarias (puntualmente areniscas, arcillas y coluvios cuaternarios) | Representada por un 5%: piedemonte S y N. En el TM Alfara hasta media ladera |

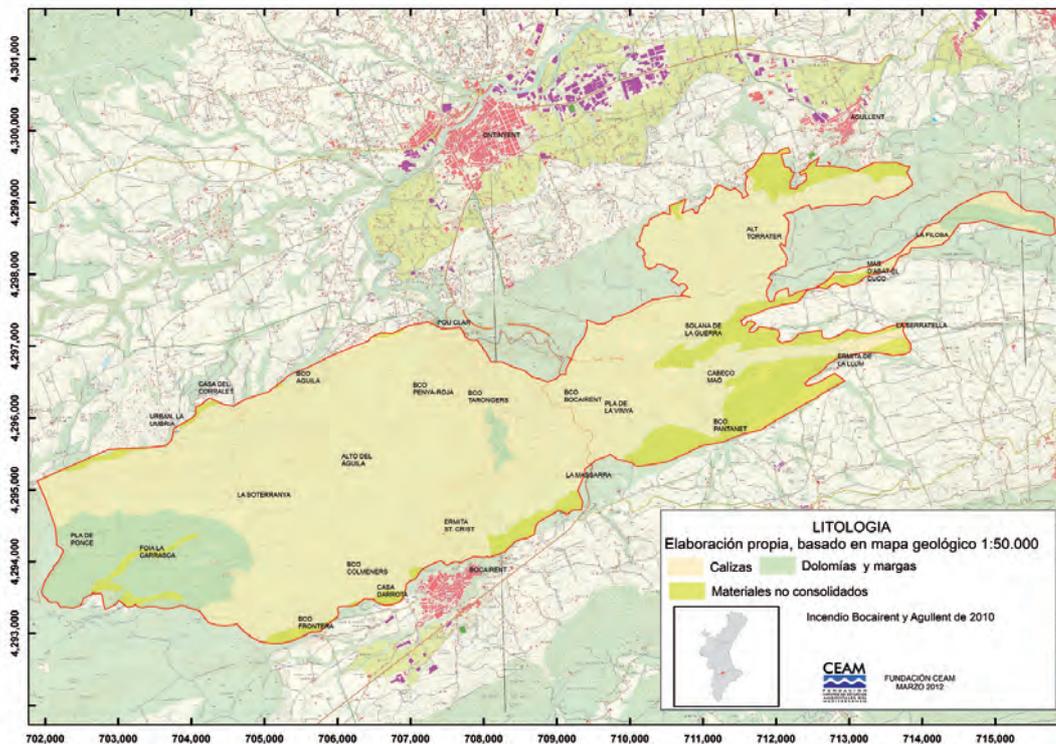


Figura 8. Distribución litológica. Leyenda: Ocre claro: calizas. Verde mate: dolomías y margas. Verde intenso: materiales no consolidados.

1.5. Vegetación afectada

La superficie arbolada estaba formada exclusivamente por pinares de *Pinus halepensis*. Debido a la alta recurrencia de incendios, la extensión de estas masas de pinar se ha visto muy reducida en relación a la existente en los años 1970. Así, antes del incendio de 2010 los pinares estaban formados por manchas de arbolado que se salvó de los anteriores incendios, rodales de regeneración tras los incendios de 1979 y pinares jóvenes regenerados tras el incendio de 1994.

Antes de 2010 las masas de pinar ocupaban aproximadamente un 15% de la superficie afectada por el fuego (Fig. 9). El pinar maduro presentaba espesura en general media-alta. El sotobosque era escaso, con presencia de coscoja, romero, lentisco, aladierno, jaras y algunas manchas de carrasca arbustiva, con lastón dominando el estrato herbáceo. El pinar joven se encontraba en manchas en general no muy extensas (menores de 1 ha), algunas de ellas sobre cultivos abandonados y otras sobre superficies incendiadas en 1994, y con espesuras muy diversas.

El 85% restante de la superficie estaba ocupado por matorral, que presentaba unas características relativamente homogéneas en toda el área. En general estaban dominados por romero, jaras, brezo y cade. En los parajes Pla de Ponce y Solana de la Filosa aumenta la presencia y porte de coscoja, cade y carrasca. En otras zonas aumenta la presencia de aulaga (*Ulex parviflorus*), aunque sólo puntualmente existían aulagares densos.

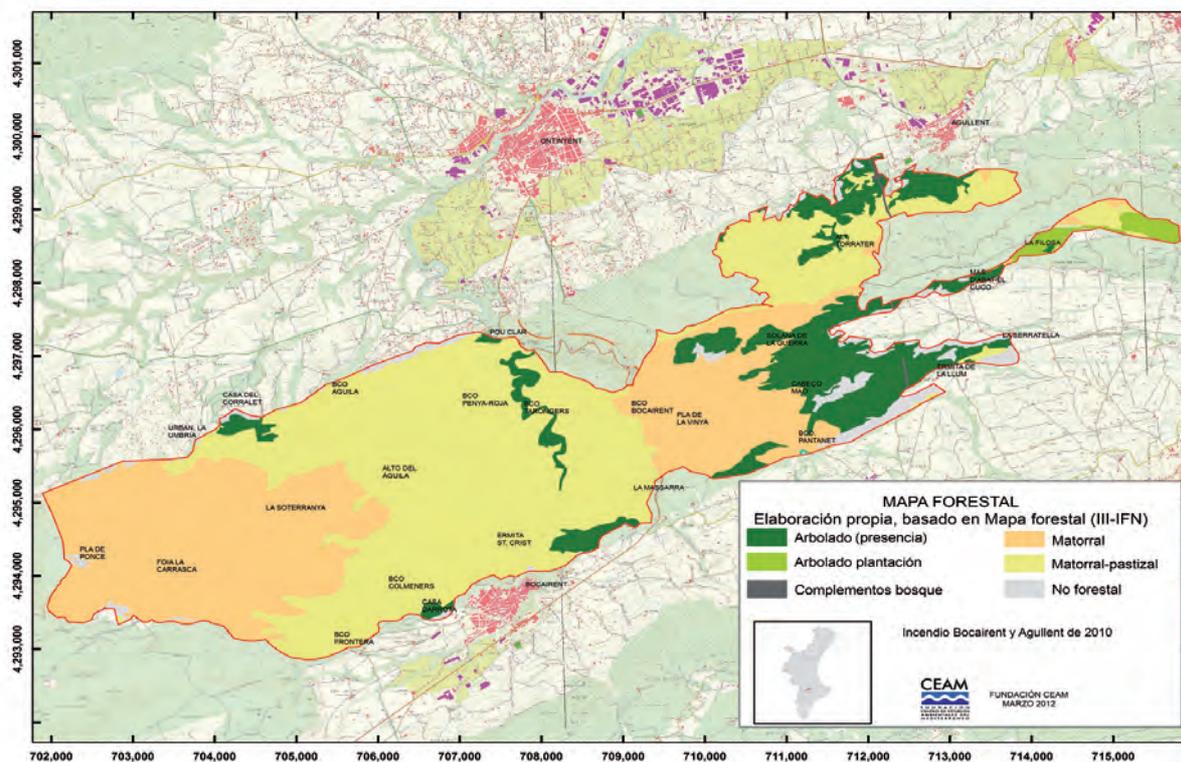


Figura 9. Distribución de la vegetación. Situación previa al incendio de 2010. Leyenda: Verde oscuro: arbolado adulto (presencia). Verde claro: arbolado plantación. Naranja: matorral. Amarillo: matorral-pastizal. Gris oscuro: complementos del bosque. Gris claro: no forestal.

1.6. Identificación previa de unidades ambientales homogéneas

Teniendo en cuenta el relieve, litología, vegetación y severidad del fuego se establecieron unidades ambientales homogéneas (Tabla 4 y Fig. 10):

A. Pinar de *Pinus halepensis*

- Subunidad A.1 Pinar maduro de moderada-elevada densidad
- Subunidad A.2 Pinar joven.

B. Matorral

- Subunidad B.1 Matorral germinador.
- Subunidad B.2 Matorral con carrasca.

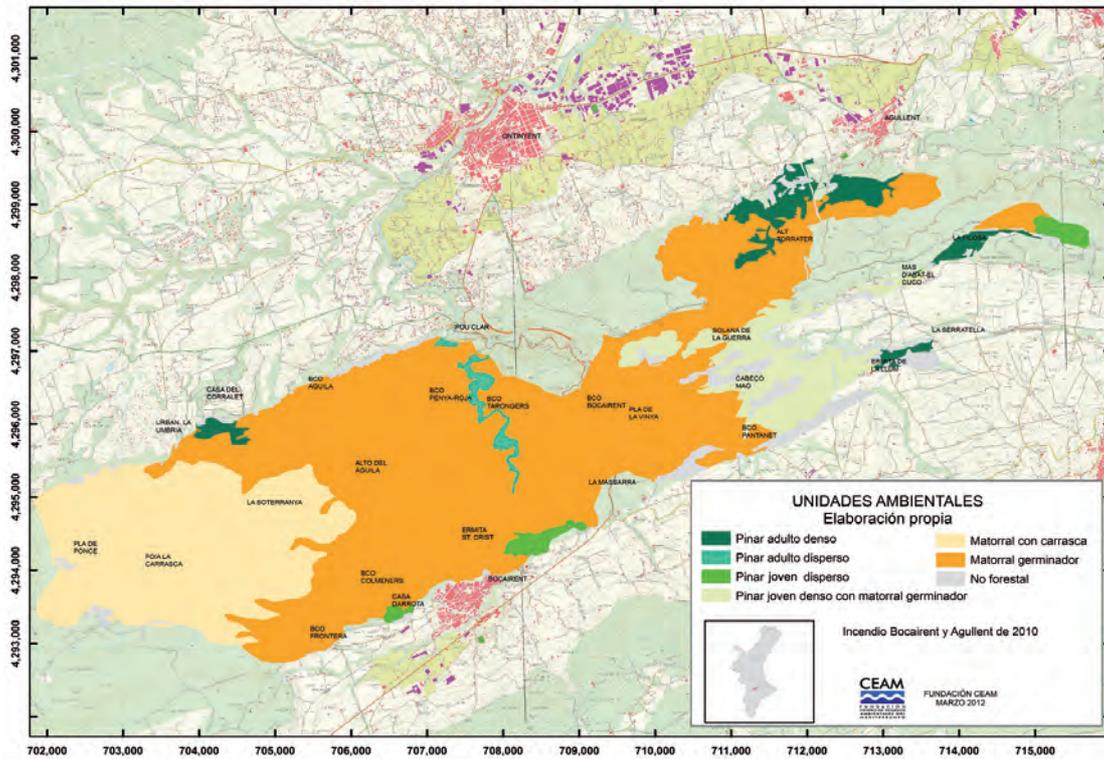


Figura 10. Unidades ambientales identificadas. Leyenda: Verde oscuro: pinar adulto denso. Verde esmeralda: pinar adulto disperso. Verde claro: pinar joven disperso. Verde muy claro: pinar joven denso con matorral germinador. Ocre claro: matorral con carrasca. Ocre oscuro: matorral germinador. Gris: no forestal.

| Ud. ambiental (sup. incendio) | Subunidad | Estructura de la vegetación | Composición específica | Localización |
|-------------------------------|-----------------------|--|---|--|
| MATORRAL (85%) | Matorral germinador | Desarrollo escaso (altura menor de 1 m) Grado de cobertura medio-alto, bajo en las barranqueras | Dominado por germinadoras: romero, jaras, aulaga Las rebrotadoras aparecen como individuos aislados: coscoja, brezo, cade, aladierno, <i>Rhamnus lycioides</i> , <i>Daphne gnidium</i> | Pla de la Vinya, partes altas de la Solana de la Guerra (TM Alfafara), Alt del Turrater (TM Ontinyent), parte alta de las laderas de Agullent, barranqueras del Bco dels Tarongers y Bco. Bocairent. |
| | Matorral con carrasca | Altura: 1-1,5 m Grado de cobertura medio-alto | Codominancia de germinadoras y rebrotadoras: coscoja, brezo, cade, carrasca con forma arbustiva o de arbolillos, romero, jaras, aulaga | Pla de Ponce, Foia de la Carrasca (TM Bocairent) |
| | Pinar maduro denso | Latizal-fustal, espesura completa, origen natural (excepto en la solana de la Filosa) Sotobosque escaso | <i>Pinus halepensis</i> , con pies aislados de carrasca y <i>Pinus pinaster</i> Sotobosque: coscoja, romero, aladierno, jaras, lentisco, lastón | Alrededores de Agullent y zona contigua del TM Ontinyent, Alt del Turrater, Casa del Corralet (TM Ontinyent), solana de la Filosa, Serratella (TM Agres) |
| PINAR (15%) | Pinar maduro disperso | Latizal-fustal Mezclado con matorral | <i>P. halepensis</i> , con pies aislados de carrasca, <i>P. pinaster</i> y <i>Pinus pinea</i> | Bco dels Tarongers, Casa de la Darrota (TM Bocairent), pequeñas manchas por todo el área incendiada |
| | Pinar joven muy denso | Monte bravo, regenerado tras el incendio de 1994, con densidad excesiva Sotobosque muy escaso | <i>P. halepensis</i> | Zonas bajas del TM Alfafara, muchas de ellas abancaladas, en la Ermita de la MD Llum, Cabeçó del Maó, solana de la Guerra, solana de la Filosa. Pequeñas manchas por todo el área incendiada |
| | Pinar joven disperso | Monte bravo, regenerado tras el incendio de 1994 Mezclado con matorral | <i>P. halepensis</i> | Pequeñas manchas por todo el área: laderas cercanas a Bocairent, Pla de Ponce, zona culminal de la Filosa, piedemonte TM Ontinyent, etc. |

Tabla 4. Vegetación afectada por el fuego de 2010 y unidades ambientales (Resumen de Gimeno et al, 2010)

2. EVALUACIÓN URGENTE MEDIANTE PROSPECCIÓN DE CAMPO

Previa a la prospección y toma de datos se estableció una malla georreferenciada con la distribución teórica que se indica en la Fig. 11. En función de accesibilidad, áreas potencialmente vulnerables y relevancia de los puntos de interés, se establecen las rutas, puntos de observación y muestreo. La información recopilada en las fichas de campo se registró en la base de datos para su posterior análisis.

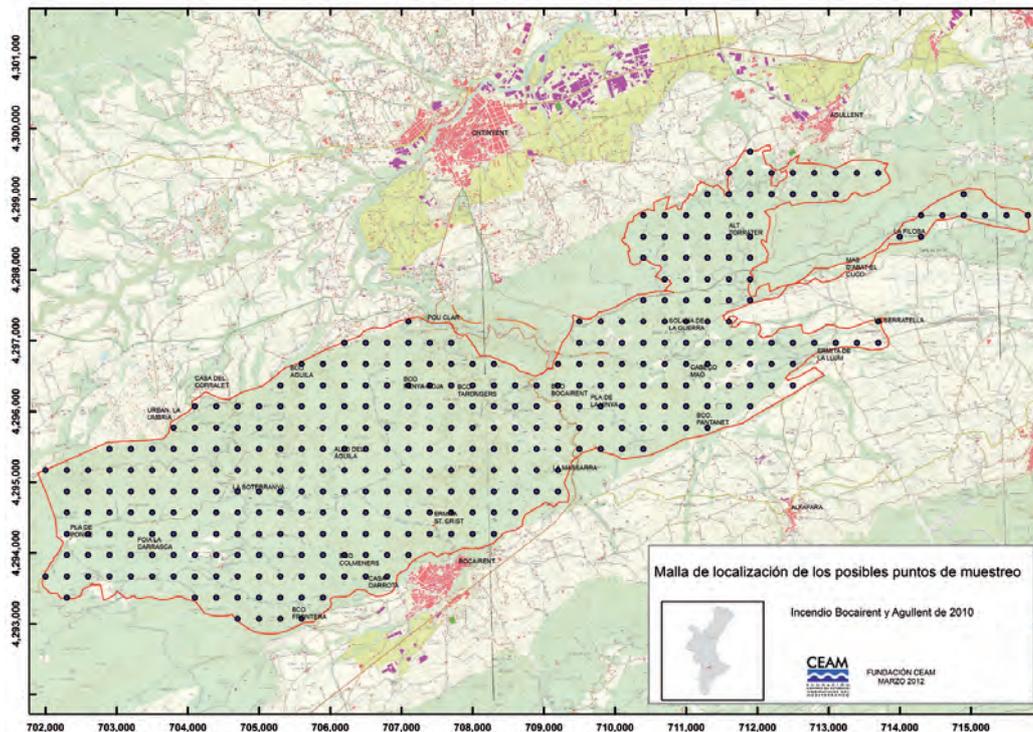


Figura 11. Distribución teórica de los puntos de muestreo según la malla preestablecida. En la prospección se realizaron un total de 25 puntos (11 puntos de muestreo y 14 de observación).

En las fichas de campo se ha recogido información que, junto a la recopilada en la fase de documentación, permite determinar el impacto ecológico del incendio. Este impacto se obtiene de integrar la vulnerabilidad ecológica a corto plazo de la zona quemada con la severidad del fuego (Fig. 12).



Figura 12. Esquema de evaluación del impacto del incendio

2.1. Severidad del fuego

2.1.1. Evaluación en campo

En la prospección de campo se obtiene información sobre la severidad en el suelo y en la vegetación. Atendiendo a las unidades de vegetación y a la información de los puntos de observación, la severidad en la vegetación puede resumirse en los términos descritos en la Tabla 5:

Tabla 5. Severidad del incendio en la vegetación.

| | |
|--------------|---|
| Matorral | Media (dejando ramillas finas sin consumir) a alta (consumiendo diámetros hasta 4-5 mm) en función de la biomasa presente, el relieve y la fase del incendio |
| Pinar maduro | En general: baja (dejando más de la mitad de la copa verde) a media (soflamando la copa pero dejando las hojas secas en ella; a veces queda verde una parte de la copa, que siempre es menos de la mitad) Alta (consumiendo completamente las acículas de los árboles) en Alt del Turrater y Casa del Corralet. El sotobosque se vio afectado con severidad media-alta. |
| Pinar joven | Alta (consumiendo completamente las acículas de los árboles). El sotobosque se vio afectado con severidad alta. |

2.1.2. Evaluación de la severidad mediante teledetección

La información de campo puede complementarse con la obtenida a partir de teledetección. La aplicación de índices de severidad obtenidos con imágenes de satélite permite realizar rápidas evaluaciones sobre extensas superficies, tener acceso a información de zonas poco accesibles y permite repetir la evaluación para comparar otras zonas o épocas, todo ello con unos costes asumibles (Key y Benson, 2006).

La severidad del incendio puede estimarse con el índice NBR o *Normalized Burn Ratio* (ratio quemado normalizado) basado en la combinación de las bandas del infrarrojo cercano y el infrarrojo medio utilizando la siguiente expresión:

$$\text{NBR} = (R4 - R7) / (R4 + R7)$$

La reflectancia de la banda R4 está relacionada con el área foliar y la productividad de la vegetación, y la banda R7 con el contenido hídrico y algunas características de la superficie sin vegetación (Key y Benson, 2006).

El índice NBR tiene valores entre -1 y +1. No obstante, para identificar las zonas quemadas y expresar la magnitud del cambio ocasionado en la vegetación por el fuego se suele utilizar la siguiente expresión:

$$\text{dNBR} = \text{NBR}_{\text{prefire}} - \text{NBR}_{\text{postfire}}$$

Suponiendo que el terreno quemado es relativamente similar en la fenología y la humedad entre las dos fechas de muestreo, las zonas no quemadas presentan valores próximos a cero. Teóricamente, este último índice puede variar entre -2 y +2. Según Key y Benson (2006), suele estar comprendido entre -550 y + 1350 (en una escala multiplicada por 1000). En la Tabla 6 se muestra la escala de severidad utilizada por estos autores.

En la evaluación de la zona del incendio se han utilizado dos imágenes LANDSAT-5, tomadas en junio y noviembre de 2010, es decir unos 3 meses antes y 2 meses después del fuego. Por disponibilidad de imágenes, no se ha podido comparar fechas más próximas al incendio o, en su defecto, en un mismo estado fenológico. Esta diferencia temporal puede condicionar los resultados ya que las fechas a partir de las que se establecen las comparaciones son muy importantes (Key y Benson, 2006).

Tabla 6. Escala de severidad según rangos del índice dNBR * 103
(Tomada de Key y Benson, 2006)

| Nivel de severidad | Rango dNBR |
|--------------------------------|---------------|
| Rebrotado después del incendio | -500 / - 100 |
| No quemado | -101 / + 99 |
| Baja severidad | + 100 / + 269 |
| Moderada severidad | + 270 / + 659 |
| Alta severidad | + 660 / +1300 |

La distribución espacial del índice de severidad puede observarse en la Fig. 13. La severidad guarda muy buena relación con la distribución de combustible, lo cual es lógico ya que la severidad expresa la pérdida de materia orgánica (Keeley, 2009). Dado que el incendio tuvo un comportamiento bastante uniforme por toda la superficie afectada, la pérdida de materia orgánica está en relación con la carga de combustible previa al incendio.

Globalmente, los valores de severidad obtenidos con el índice dNBR coinciden con los obtenidos directamente en las prospecciones de campo. En términos cuantitativos, el grado de severidad del incendio puede considerarse bajo ya que el 75% de la superficie está afectada por una baja o nula severidad (Fig. 14). Por el contrario, algo menos del 25% presenta valores moderados (los valores altos no llegan al 1%). Como referencia comparativa, en el incendio del Rodenal de 2005 en Guadalajara, los porcentajes de severidad fueron: alta 24,28%, media 56,12% y baja 19,60% (Gonzalez et al, 2009; en base a imágenes de alta resolución espectral AHS-INTA, de 3 metros de resolución, aunque los autores no especifican el rango correspondiente).

Analizando en detalle la distribución espacial del índice, se observan algunas discrepancias con las observaciones en campo:

- En el barranco dels Tarongers, el índice indica unos valores de severidad relativamente más elevados de lo esperado. Las observaciones de campo indican que en esta zona, salvo en laderas puntuales pobladas por pinos, la severidad fue baja. Esta discordancia puede ser debida a la relación del índice con el contenido en agua y el relieve, o al distinto estado fenológico de la vegetación de ribera entre las dos imágenes (Fig. 15), factores que afectan al valor del índice NBR.
- Casi un 10% de los pixels están situados en un rango del índice dNBR comprendido entre 50-100. Según la escala de Key y Benson (2006) correspondería con zonas no quemadas, pero la evidencia indica que han sufrido los efectos del incendio. En sentido contrario, también destaca la casi inexistencia de valores altos de severidad (inferior al 1%). Ambas observaciones apuntan la necesidad de ajustar los intervalos de la escala de severidad, escala que los autores han establecido para un tipo de vegetación muy diferente a la mediterránea.

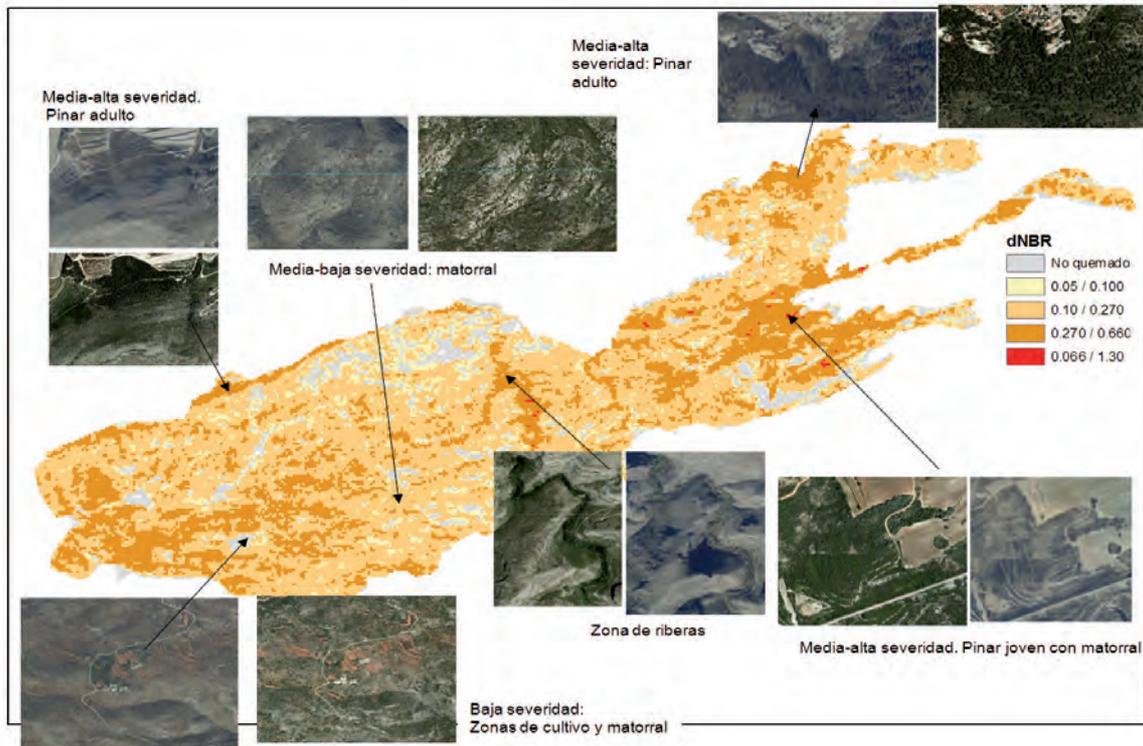


Figura 13. Distribución de los intervalos de severidad obtenidos con el índice dNBR. Las imágenes reflejan la situación anterior y posterior al incendio (en base a ortofotos de 2009 y 2010). Leyenda: Gris: no quemado. Amarillo: dNBR 0.05-0.10. Ocre claro: dNBR 0.10-0.270. Ocre oscuro: dNBR 0.270-0.66. Rojo: dNBR 0.66-1.30.

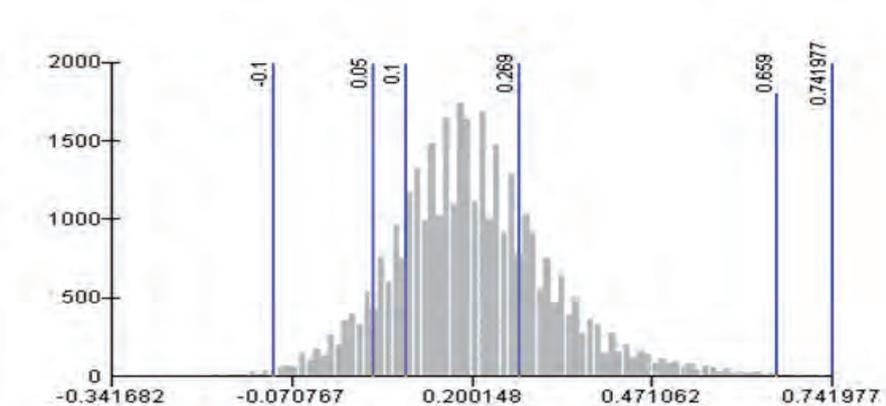


Figura 14. Histograma con la distribución del índice dNBR en los píxeles comprendidos en la zona del incendio. La mayoría (75%) presentan valores inferiores al umbral 0.269, considerado como límite de severidad baja. Casi el 10% estaría incluido en el intervalo de 0.05-0.1 que, según la escala de Key y Benson (2006), correspondería a zonas no quemadas, sin embargo, se corresponden a zonas con baja severidad. En la Tabla 4 los valores del índice se indican multiplicados por 1000.

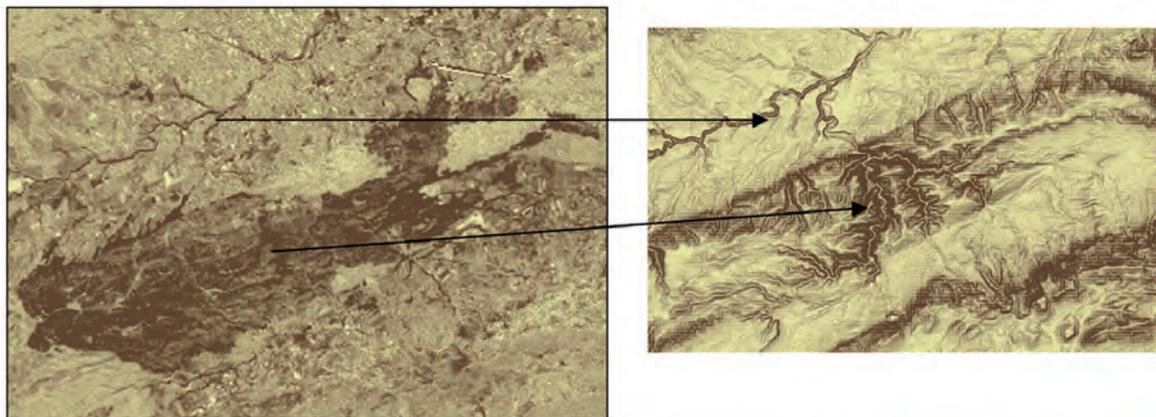


Figura 15. Izquierda: distribución del índice dNBR en toda la imagen analizada (mayor severidad según la intensidad de color). Derecha: Modelo digital de elevaciones. Las flechas indican el cauce del río Clariano y el barranco dels Tarongers. Al igual que en el barranco dels Tarongers, los valores del índice dNBR en el cauce del río Clariano son altos, lo cual puede ser debido al diferente estado fenológico de la vegetación de ribera, la presencia de masas de agua y a la orografía.

2.2. Vulnerabilidad ecológica a corto plazo

Se obtiene integrando información sobre la susceptibilidad del suelo y capacidad de respuesta de la vegetación:

2.2.1. Susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica

Los suelos desarrollados sobre calizas son poco susceptibles, presentan abundantes afloramientos y elevada pedregosidad, se concentran en las fisuras de las rocas (Figura 16).



Figura 16. Zona SE de la zona quemada. Substrato calcáreo consolidado con frecuentes afloramientos rocosos. En la cumbre, zonas llanas y barrancos de fuertes pendientes. Solo algunas laderas aparecen con terrazas de antiguos cultivos.

Sólo se identificó una zona que presentaba antes del fuego problemas erosivos relevantes y eran puntuales (Tabla 7). Se trata de una zona en el sur-sureste donde muchas laderas fueron aterrazadas para el cultivo, y los bancales se encuentran en distinto grado de conservación, existiendo algunos taludes degradados con regueros y cárcavas que la ausencia temporal de vegetación puede acentuar. Además en estas áreas el fuego fue de mayor intensidad.

Tabla 7. Niveles de riesgo erosivo establecidos en la prospección de campo.

| Substrato geológico | Riesgo de erosión post-incendio |
|---|---|
| Calizas biológicas y arenosas | Muy bajo: el suelo se concentra en grietas entre afloramientos, elevada pedregosidad superficial |
| Dolomías y margas dolomíticas | Muy bajo, debido al relieve suave |
| Conglomerados y margas terciarios en Agullent (pinar maduro) | Bajo, debido al abancalamiento y a que el pinar se vio afectado de forma poco severa. Las acículas caídas pueden proteger el suelo. |
| Substratos no consolidados en Alfafara (pinar joven y matorral) | Medio: laderas aterrazadas (cultivo abandonado) con fenómenos erosivos previos al fuego. |

2.2.2. Capacidad de respuesta de la vegetación (regeneración esperable)

Las principales predicciones sobre la capacidad de respuesta de la vegetación se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Predicciones de regeneración de la vegetación afectada por el incendio (Resumen del informe de Gimeno et al, 2010).

| Vegetación | Regeneración tras el fuego |
|------------------------|---|
| Matorral germinador | Cabe esperar un matorral con una estructura similar a la vegetación quemada, aunque con mayor abundancia de cistáceas y aulaga y una menor presencia de romero. Se espera buena recuperación de las rebrotadoras pero con una contribución pobre al recubrimiento del suelo. |
| Matorral con carrascas | Cabe esperar una buena regeneración por la abundancia de rebrotadoras. |
| Pinar maduro denso | Cabe esperar una buena regeneración de <i>P. halepensis</i> , ya que los árboles tenían abundante piña y se observó una abundante dispersión de piñon post-incendio. La regeneración del sotobosque arbustivo se prevé buena, por rebrote o a partir del banco de semillas del suelo: romero, jaras, aulaga. La abundancia de lastón antes del fuego hace prever una regeneración herbácea buena. |
| Pinar joven | Cabe esperar una pobre regeneración de <i>P. halepensis</i> porque la producción de piñas con semilla viable era muy baja y la severidad del fuego fue alta. El sotobosque arbustivo, formado por aulaga, romero, brezo, etc. asegura la germinación aunque no con una rápida respuesta. La escasez de lastón hace prever una baja regeneración del estrato herbáceo. |

2.3. Impacto ecológico del incendio

La integración y sistematización de la información obtenida en los puntos de muestreo se indican en las Tablas 9 y 10. En la tabla 9 se muestra, para la totalidad del incendio y para cada uno de los factores evaluados, el porcentaje total de puntos en cada una de las categorías de vulnerabilidad y severidad. En la Tabla 10 se indica, para cada unidad ambiental y la totalidad del incendio, la distribución de puntos de muestreo por categorías de impacto para la vulnerabilidad y la severidad.

Tabla 9. Distribución de puntos de muestreo (en porcentaje) por factor ambiental analizado y categoría de vulnerabilidad y severidad.

| VULNERABILIDAD | | BAJA | MEDIA | ALTA | MUY ALTA | Sin datos | |
|-----------------------------|-----------------------------|--|-------|------|----------|-----------|---|
| Susceptibilidad del suelo | Topografía (Pendiente) | 28 | 36 | 12 | 24 | 0 | |
| | Litología | 64 | 36 | 0 | 0 | 0 | |
| | Síntomas previos de erosión | Grado de erosión | 96 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| | | Estado bancales | 92 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| | | Grado encostramiento | 100 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Protección del suelo | % Suelo desnudo | 100 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Grosor capa hojarasca | 0 | 0 | 100 | 0 | 0 |
| Susceptibilidad vegetación | Capacidad de respuesta | Arbolado germinadoras buenas (fustal/latizal) y rebrotadoras | 67 | 17 | 16 | 0 | |
| | | Matorral rebrotadoras | 0 | 4 | 56 | 40 | |
| | | Herbáceo rebrotadoras | 12 | 16 | 16 | 56 | |
| | Recurrencia de incendios | Nº incendios previos últimos 15 años | 20 | 80 | 0 | 0 | |
| | Estado fitosanitario | Presencia de plagas y/o presencia de daños por agentes abióticos | 100 | 0 | 0 | 0 | |
| SEVERIDAD | | BAJA | MEDIA | ALTA | MUY ALTA | Sin datos | |
| Severidad suelo | Hojarasca afectada (grado) | 0 | 63,6 | 36,4 | | 0 | |
| | Presencia cenizas blancas | 36,4 | 54,5 | 9,1 | | 0 | |
| Severidad vegetación | Arbolado | 0 | 33,3 | 16,7 | 41,7 | 8,3 | |
| | Matorral | 0 | 0 | 72,7 | 27,3 | 0 | |
| | Estrato herbáceo | 0 | 36,4 | 63,6 | | 0 | |
| Otras afecciones singulares | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |

Tabla 10. Tabla de síntesis (por unidad y totalidad del incendio) con la distribución de los puntos de muestreo (porcentaje) para cada categoría de vulnerabilidad y severidad

| | | IMPACTO ECOLÓGICO | | | | |
|-------------------------|----------------------------|-------------------|-------|------|----------|-----------|
| | | BAJA | MEDIA | ALTA | MUY ALTA | Sin datos |
| Unidad A.1 Pinar maduro | VULNERABILIDAD | | | | | |
| | Susceptibilidad del suelo | 68,6 | 11,4 | 16,6 | 3,4 | 0 |
| | Susceptibilidad vegetación | 30,6 | 21,1 | 0 | 29,1 | 19,2 |
| | SEVERIDAD INCENDIO | | | | | |
| | Severidad suelo | 18,2 | 59,1 | 22,8 | 0 | 0 |
| | Severidad vegetación | 0 | 23,2 | 51 | 23 | 2,8 |
| Unidad A.2 Pinar joven | VULNERABILIDAD | | | | | |
| | Susceptibilidad del suelo | 28,6 | 14,3 | 42,9 | 0 | 14,3 |
| | Susceptibilidad vegetación | 20 | 40 | 40 | 0 | 0 |
| | SEVERIDAD INCENDIO | | | | | |
| | Severidad suelo | 0 | 0 | 100 | 0 | 0 |
| | Severidad vegetación | 0 | 0 | 33,3 | 66,6 | 0 |
| Unidad B. Matorral | VULNERABILIDAD | | | | | |
| | Susceptibilidad del suelo | 71,4 | 9,8 | 14,3 | 4,5 | 0 |
| | Susceptibilidad vegetación | 24,2 | 23,2 | 34,7 | 0 | 17,9 |
| | SEVERIDAD INCENDIO | | | | | |
| | Severidad suelo | 25 | 56,3 | 18,8 | 0 | 0 |
| | Severidad vegetación | 0 | 31,5 | 49,1 | 15,7 | 3,7 |
| Incendio | VULNERABILIDAD | | | | | |
| | Susceptibilidad del suelo | 68,5 | 11,4 | 16,5 | 3,4 | 0 |
| | Susceptibilidad vegetación | 30,6 | 21,1 | 0 | 29,1 | 19,2 |
| | SEVERIDAD INCENDIO | | | | | |
| | Severidad suelo | 18,2 | 59,1 | 22,7 | 0 | 0 |
| | Severidad vegetación | 0 | 23,2 | 51 | 23 | 2,8 |

Globalmente considerados, los datos indican una baja vulnerabilidad (con valores mayoritariamente bajos o medios para la susceptibilidad del suelo y de la vegetación) y una severidad entre media y alta.

3. SELECCIÓN DE ACTUACIONES DE EMERGENCIA

La prospección de la zona quemada permite identificar las áreas más vulnerables y evaluar la necesidad de actuaciones urgentes.

3.1. Control de la erosión hídrica en ladera

Dadas las características de topografía, litología y vegetación de la mayor parte de la superficie afectada, en la prospección de campo se juzgó que no era previsible que se pudieran desarrollar intensos procesos erosivos (vulnerabilidad baja a media), al menos de manera generalizada y se determinó que la superficie afectada por el incendio no precisaba actuaciones urgentes.

3.2. Prevención de daños por plagas

En esta zona el Servicio de Prevención de Plagas había localizado focos de escolítidos con anterioridad al incendio.

En gran parte de los pinares incendiados las copas resultaron parcialmente afectadas, quedando muchos árboles con una pequeña parte de la copa verde (pies más susceptibles al ataque insectos perforadores). Por ello, se recomendó realizar un seguimiento de posibles focos de escolítidos en las masas de pinar incendiado y cortas selectivas de los individuos parcialmente afectados por el fuego, en el caso de constatar riesgo de extensión de la plaga.

3.3. Gestión de la madera quemada por criterios ecológicos

En la visita de campo no se constató un importante riesgo erosivo y se determinó que no existía la necesidad de tratamiento de la madera quemada como medida de conservación de suelo en la mayoría de zonas de pinar maduro denso. No obstante, la sanidad forestal o la seguridad de zonas urbanizadas justificaban la realización de tratamientos preventivos de la madera quemada.

En esta fase se aplicó el protocolo para evaluar el tratamiento de madera quemada. La aplicación se efectuó en la mayor masa arbolada existente en el área afectada: el pinar de *P. halepensis* maduro denso existente junto al núcleo urbano de Agullent en los montes V-012 y V-138, propiedad de la Generalitat Valenciana (aprox. 30 ha).

Las principales características ambientales de este pinar se pueden resumir en:

- Substrato con calizas y dolomías biológicas
- Sin síntomas previos de erosión
- Más del 60% de la superficie del suelo protegida (la pedregosidad recubre más del 60% del suelo, hojarasca parcialmente consumida por el fuego y los pinos mantuvieron parte de las acículas muertas en copa, cayendo posteriormente)
- Longitud de ladera: 1200-1400 m; pendiente: <15% en la parte baja, 15-35% en la alta

- Rebrote herbáceo y arbustivo escaso, ya que en ambos casos las especies rebrotadoras cubrían menos del 30% del suelo antes del fuego
- Severidad con la que el fuego afectó al suelo: hojarasca parcialmente consumida, presencia puntual de cenizas blancas (sólo bajo acúmulo de combustible)
- Existencia de focos de escolítidos a menos de 2 km de distancia.

El tratamiento de extracción se realizó con: corta de todos los pies (tratamiento de toda la superficie) durante el invierno-primavera posterior al incendio, desramado in situ, extracción de los troncos por arrastre, triturado de los restos selvícolas con astilladora y distribución de los mismos.

En base a las características ambientales descritas, se han realizado las evaluaciones que figuran en la Tabla 11. Los criterios aplicados en la integración se pueden resumir en los siguientes puntos:

- Conservación del suelo: El suelo presenta una baja vulnerabilidad en las zonas con pendiente menor del 15% y baja/media en las zonas con pendiente del 15-35%. La protección por el astillado puede actuar como efecto positivo. Por lo tanto, cabe esperar un efecto sobre la conservación del suelo medio/bajo.
- Regeneración de la cubierta vegetal. Cabe esperar una lenta regeneración (hay pocas rebrotadoras y el incendio ha tenido una severidad media (en una zonas con alta recurrencia de incendios). Por otro lado, el astillado podría actuar con un efecto positivo al reducir el estrés hídrico.
- Propagación de plagas: sensibilidad alta por la presencia de focos de escolítidos previa al incendio.
- Carga combustible. Por el estado de desarrollo y cabida cubierta, los rodales afectados aportan mucha madera, sin embargo el tratamiento en astillado reduce considerablemente la carga de combustible.
- Reducción de hábitats de pequeños animales: sensibilidad media por la relativamente escasa extensión y presencia de pinares próximos.
- Reducción de fuentes de nutrientes y alimento: sensibilidad media.



Figura 17. Aspecto del monte en una zona de pinar adulto denso en la que se extrajo la madera quemada durante el año siguiente al incendio.

Tabla 11. Valoración actuación de extracción de madera quemada

| | | | FACTORES ECOLÓGICOS | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|--|-------------------------------|---------------------|---|--------------------------|--------------------|-------------------|--|-----------------------------|---|-----------------|--|--|
| | | | Conservación suelo | Regeneración cubierta vegetal | | Propagación plagas | Total combustible | Fuente m.o., nutrientes y alimento | | Hábitat pequeños animales | | | |
| | | | | Establecimiento de vegetación germinación e instalación | Riqueza y composición sp | | | Fuente alimento hongos, insectos y microorganismos | Fuente nutrientes minerales | Riqueza pequeños vertebrados forestales | Aves forestales | | |
| CARÁCTERÍSTICAS DEL SITIO | Tipo de substrato | Materiales duros | | | | | | | | | | | |
| | | Deleznables | | | | | | | | | | | |
| | | Poco consolidados | | | | | | | | | | | |
| | Síntomas previos de erosión | Leve | | | | | | | | | | | |
| | | Moderada | | | | | | | | | | | |
| | | Severa | | | | | | | | | | | |
| | Superficie suelo desnudo | <30% | | | | | | | | | | | |
| | | 30-60% | | | | | | | | | | | |
| | | >60% | | | | | | | | | | | |
| | Pendiente | <15% | | | | | | | | | | | |
| | | 15-35% | | | | | | | | | | | |
| | | >35% | | | | | | | | | | | |
| | Rebrotadoras | >60% | | | | | | | | | | | |
| | | 30-60% | | | | | | | | | | | |
| <30% | | | | | | | | | | | | | |
| Estado desarrollo arbolado quemado | Fustal espesura completa | | | | | | | | | | | | |
| | Fustal (espesura incompleta). Latizal o monte bravo espesura completa | | | | | | | | | | | | |
| | Otros | | | | | | | | | | | | |
| | Presencia de foco de plagas en 2-4 km | | | | | | | | | | | | |
| INCENDIO | Severidad copas | Baja | | | | | | | | | | | |
| | | Media | | | | | | | | | | | |
| | | Elevada | | | | | | | | | | | |
| | Severidad suelo | Baja | | | | | | | | | | | |
| | | Media | | | | | | | | | | | |
| | | Elevada | | | | | | | | | | | |
| TRATAMIENTO | Tratamiento restos | No actuación | | | | | | | | | | | |
| | | Solo apeados | | | | | | | | | | | |
| | | Extracción troncos | | | | | | | | | | | |
| | | Apilado | | | | | | | | | | | |
| | | Astillado | | | | | | | | | | | |
| | | Extracción total por arrastre | | | | | | | | | | | |
| RODAL EVALUADO | | | | | | | | | | | | | |
| TRATAMIENTO SELECCIONADO | | | | | | | | | | | | | |
| VULNERABILIDAD RODAL | | | | | | | | | | | | | |

Los impactos varían en función del factor ecológico considerado pero, globalmente, dominan los impactos leves. Por ello la aplicación de la técnica evaluada puede considerarse aceptable en la zona, aunque sería recomendable tomar algunas medidas adicionales para minimizar el impacto sobre los factores ecológicos con mayor vulnerabilidad. La mayor afección se obtiene como consecuencia de la reducción de hábitats de pequeños vertebrados forestales, particularmente la avifauna. Se podría reducir dejando sin tratar bosquetes de árboles quemados repartidos por toda el área afectada. Estos bosquetes podrían cubrir un 10% de la superficie y no deberían nunca estar formados por árboles parcialmente afectados, ya que esto podría ser contraproducente para el control de plagas de escolítidos. Esta técnica de minimización también tendría un efecto positivo sobre el factor Fuentes de alimento para hongos e insectos y sobre el factor Riqueza vegetal.

■ EVALUACIÓN A MEDIO PLAZO

4. DIAGNÓSTICO DE LA EVOLUCIÓN VEGETAL A MEDIO PLAZO. SEGUIMIENTO DE LA REGENERACIÓN A LOS 18 MESES

Transcurridos 18 desde el incendio, en marzo de 2012, se realizó un muestreo de campo para analizar la evolución del área afectada por el incendio. En este muestreo se aplicó el protocolo de evaluación del apartado IV de la Guía y se revisitaron los puntos de evaluación analizados en el informe de septiembre de 2010 y otros puntos con relevancia específica, bien para evaluar actuaciones o por presentar alguna especificidad.

4.1. Meteorología posterior al incendio

Desde el incendio hasta el muestreo, en el área afectada no se han registrado intensas olas de frío o de calor. La distribución de las precipitaciones ha sido irregular:

- Durante el otoño posterior al fuego el volumen total de precipitaciones fue un 50% inferior a la media de los años anteriores (2004-2010). Durante los seis meses posteriores al fuego (de 09/2010 a 02/2011) se registraron unos 180 mm, frente a una media de unos 380 mm.
- Para el invierno de 2010/2011 la precipitación fue similar a la media.
- En la primavera de 2011 la precipitación fue un 20-40% superior a la media.
- El verano de 2011 fue un 80% más seco que la media, con un periodo seco de 125 días consecutivos sin precipitaciones significativas. Dicho periodo, entre finales de junio y finales de octubre, sólo fue interrumpido por un día con lluvias de 5-10 mm.
- En otoño del 2011 la precipitación fue similar a la media aunque con algún evento intenso de precipitación (p.ej. se registraron 76 mm en la cercana estación de Mariola el 23/11). La precipitación máxima caída en la zona en 24 horas no supera el valor esperable para un periodo de retorno de 2 años.

4.2. Estado del área afectada 18 meses después del fuego

4.2.1. Erosión hídrica

Un año y medio después del fuego no se han observado fenómenos erosivos graves o generalizados. Sólo se han encontrado síntomas de erosión post-incendio en algunas zonas concretas.

Después del fuego las previsiones apuntaban a un incremento del riesgo de erosión pero, un año y medio después, sólo se han observado síntomas leves de erosión laminar y por regueros en zonas muy puntuales. No hay fenómenos graves o generalizados.

Después del incendio, en los cauces que atraviesan el área quemada no se han observado procesos importantes de transporte o depósito de sedimentos. Debe resaltar-se que desde el incendio no se han producido precipitaciones torrenciales de importancia (las máximas no superan a las esperables con un periodo de retorno de 2 años).

Sólo se han observado leves indicios de movilización de sedimentos en algunos barrancos del extremo noroeste.

Con unos evidentes efectos erosivos y de degradación del suelo, destacan las extensas vías de circulación abiertas por el tránsito reiterado de motos fuera de las pistas. Degradación que, aunque de manera lineal, se extiende por amplias zonas del área afectada.

4.2.2. Vegetación

A.1. Pinar adulto

Globalmente, al cabo de año y medio desde el incendio, la regeneración de *Pinus halepensis* es en general muy baja.

En septiembre de 2010 se observó una abundante dispersión de semilla procedente de las piñas serótinas, lo que hizo prever que la regeneración de *P. halepensis* sería buena. Casi dos otoños después esta predicción se está cumpliendo únicamente en la solana de la Filosa, zona que tiene un suelo algo más profundo y margoso que el resto de masas de pinar adulto. Los meses posteriores al fuego fueron bastante más secos que la media, lo que puede haber influido en la germinación o posterior desarrollo de los brinzales. Por otro lado, los daños causados por el conejo a la regeneración de pino de la solana de la Filosa, que también pueden observarse en la escasa regeneración existente cerca de Agullent, indican que la fauna también está jugando un papel en los problemas de regeneración de *P. halepensis*.

El sotobosque de los pinares maduros, presentaba abundancia de lastón (la herbácea *Brachypodium retusum*), con una escasa proporción de arbustivas rebrotadoras, principalmente cade (*Juniperus oxycedrus*), coscoja (*Quercus coccifera*) y brezo (*Erica multiflora*). Un año y medio después del incendio estas especies son las que proporcionan mayor recubrimiento del suelo, pero sin alcanzar el 30%. Sólo en las zonas de pinar disperso en las que la abundancia previa de coscoja era elevada se alcanza un 30-60% de recubrimiento del suelo. Entre las arbustivas germinadoras más frecuentes destacan las jaras *Cistus albidus* y *Cistus monspeliensis*. En zonas puntuales abancaladas aparece una regeneración muy abundante de aulaga.

A.2. Pinar joven

La regeneración de *P. halepensis* ha sido nula o muy baja, claramente insuficiente para recuperar las masas que se quemaron, tal y como se predijo en el informe de septiembre de 2010.

B. Matorral

Pasado un año y medio desde el fuego, el mayor recubrimiento vegetal lo proporciona la herbácea rebrotadora *B. retusum*, aunque en la mayoría de casos sin alcanzar un 30% de recubrimiento. Sólo en vaguadas y piedemontes, con suelos algo más profundos y húmedos, alcanza recubrimientos mayores.



Figura 18. Pinar joven procedente del regenerado del incendio de 1994, que presenta elevada densidad y severidad (zona sureste del incendio).

Las arbustivas rebrotadoras son poco abundantes y proporcionan recubrimientos mucho menores del 30%, dominando *J. oxycedrus*, *Q. coccifera*, *E. multiflora*, *D. gnidium* y en menor medida *Rhamnus alaternus* y *R. lycioides*. Su escasez actual se debe a que antes del incendio eran igualmente escasas. En algunas zonas puntuales el recubrimiento por arbustivas germinadoras es igual o mayor que el proporcionado por las rebrotadoras. Las arbustivas germinadoras más abundantes son cistáceas, apareciendo con menor frecuencia el romero y la aulaga.

En septiembre de 2010 se predijo que los matorrales del área incendiada se recuperarían con una estructura similar a la previa. Se ha constatado una respuesta muy importante y rápida por parte de las cistáceas, tal y como se previó, aunque no tanto de la aulaga. Las rebrotadoras muestran una buena regeneración pero eran escasas antes del fuego, por lo que en la mayoría de zonas no pueden contribuir excesivamente al recubrimiento del suelo después del fuego. Sólo en vaguadas, piedemontes y en el extremo oeste aportan recubrimientos importantes.

A pesar de que la regeneración de *U. parviflorus* en el área incendiada es en general escasa, se han observado zonas puntuales en las que se ha producido una elevada germinación. Se trata en todo caso de pequeñas superficies: vaguadas, bancales de cultivo abandonados y laderas sobre substrato calcáreo blando en los que previamente al incendio había matorral dominado por germinadoras o pinar no muy denso.

Flora y hábitats destacables

Las formaciones en galería del Bco dels Tarongers, tanto las arbóreas como las arbustivas, se han visto poco afectadas por el incendio, quedando muchos parches verdes especialmente allí donde el barranco es más cerrado y húmedo. Se trata de un barranco con laderas de fuerte pendiente y afloramientos generalizados. Eso provocó que el fuego dejara muchos parches de vegetación sin quemar allí donde más abundaban los afloramientos y coscojares. Por todo ello se considera que el impacto del incendio sobre las formaciones rupícolas y la flora endémica no ha sido muy negativo en el área del LIC.



Figura 19. Matorral germinador y pequeños grupos de pinos adultos. Tras 18 meses, la vegetación recubre un 30-60% del suelo, gracias principalmente a la la coscoja, el lastón y las cistáceas.

4.3. Evaluación de las actuaciones

4.3.1. Gestión de la madera quemada

Prevención de riesgo de erosión

En las áreas en las que se ha realizado los tratamientos de madera quemada no existía un riesgo de erosión elevado, por lo que no existía la necesidad de un tratamiento de la madera quemada como medida de conservación del suelo. Tampoco existían regueros, cárcavas o puntos de fuerte concentración de escorrentía que recomendaran la construcción de fajinas. Por ello, en este caso el triturado parece la opción más recomendable, aunque en los montes V-012 y V-138, junto al núcleo urbano de Agullent, quedan restos gruesos y finos sin triturar ni distribuir.

Se recomienda acumular los restos selvícolas sobre las vías de saca, triturarlos y distribuirlos sobre estas vías y los suelos más cercanos. Igualmente, al acabar estos trabajos, sería recomendable reparar los daños puntuales causados a la senda que atraviesa la zona.

Prevención de plagas

En la zona este del incendio se dan dos factores de riesgo de extensión de la plaga (presencia de focos y de árboles debilitados). Tras el incendio se han registrado ataques de escolítidos sobre pinos afectados por el fuego con severidad media (copa parcialmente quemada), tanto en zonas donde no se realizó tratamiento de la madera quemada como en otras donde se realizó pero puntualmente se dejaron sin cortar grupos de árboles parcialmente afectados por el fuego.

En la zona oeste también se ha constatado mortalidad de pinos posterior al fuego. Sería recomendable el seguimiento de posibles focos de escolítidos en estas masas, especialmente en el barranco dels Tarongers, donde existe una masa de pinar adulto con una cierta entidad y que se vio afectada con una severidad heterogénea. En el caso de constatar la existencia de focos deberían eliminarse y hacer una corta selectiva de los individuos parcialmente afectados por el fuego.

Prevención de riesgos

Por criterios de seguridad, se han cortado los árboles quemados cercanos a puntos de afluencia de público como ermitas, áreas recreativas, así como algunas pistas forestales y sendas. Sería recomendable extender este tipo de cortas también junto a las áreas urbanizadas, principalmente los núcleos urbanos. Estas actuaciones deberían seguir las normas técnicas incluidas en los Planes de Prevención de Incendios Forestales

Otras consideraciones

Para favorecer a la avifauna forestal, puede plantearse dejar algunos árboles en pie como árboles percha. En cualquier caso, los árboles a dejar en pie (10%) deberían estar muertos, dado el riesgo fitosanitario que amenaza a los parcialmente afectados, y lejos de pistas o sendas, por el riesgo de daños a viandantes. Los árboles a respetar deberían ser de gran tamaño y estabilidad física. Parece recomendable dejar estos bosquetes preferentemente en las zonas más elevadas y de media ladera, ya que las zonas más bajas lindan con zonas de pinar vivo que no sufrieron el incendio.

En cuanto a los tratamientos realizados en los cauces, podrían aprovecharse para reducir la abundancia de especies invasoras como la caña o *Ailanthus altissima*.

4.3.2. Plantaciones

Las diferentes actuaciones realizadas son de muy escasa extensión y con unos resultados bastante dispares. Las técnicas (ahoyado manual) y especies utilizadas (mayoritariamente carrascas y, en menor medida, pino) no han supuesto ningún impacto negativo aunque, a escala de paisaje, tendrán escasa repercusión.

Tanto por la intensa actividad de los diferentes grupos interesados, como por su implicación, sería recomendable que la administración forestal mantenga vías de participación para consensuar y coordinar las actuaciones que se puedan llevar a cabo en un futuro próximo.



Figura 20. Pequeña plantación forestal realizada manualmente por particulares en el TM Agullent.

4.4. Evolución esperable a medio plazo (10-20 años)

4.4.1. Erosión

El periodo de mayor riesgo de erosión hídrica se produce durante el primer año después del incendio. Cuando la vegetación cubre un 30-40% del suelo, empieza a mostrar algún efecto positivo en cuanto al control de la erosión. Una vez recubre el 60% del suelo ya resulta totalmente eficaz para protegerlo de la erosión (Beyers, 2009).

Un año y medio después del fuego, sólo en zonas puntuales se han alcanzado recubrimientos de la vegetación superiores al 60%: vaguadas, piedemontes o bancales cubiertos por una vegetación de pinar abierto o de matorral con una importante presencia de rebrotadoras. En estos puntos, aparte de una buena recuperación de las arbustivas rebrotadoras, se ha producido una recuperación buena y rápida de la herbácea *B. retusum*. Considerando todos los estratos, el recubrimiento vegetal se sitúa entre el 30-60% pero hay zonas, cubiertas por matorral germinador, con una cobertura incluso inferior al 30%. Sin embargo, dada la gran abundancia de pedregosidad y restos de madera quemada, el porcentaje de suelo desnudo es inferior al 30% en la mayor parte del área quemada. Puntualmente, en bancales con pinar joven, el porcentaje de suelo desnudo se sitúa entre el 30-60%.

En la actualidad el recubrimiento vegetal (aunque todavía escaso), junto con la pedregosidad superficial y los restos de madera quemada, ejercen un importante papel protector del suelo, por lo cual, el riesgo de erosión laminar ha disminuido notablemente. Por otro lado, transcurridos ya 18 meses del incendio, tampoco se han observado procesos erosivos generalizados.

4.4.2. Vegetación

En las áreas de matorral es esperable que se recupere una comunidad con una estructura similar a la que había antes del incendio. En las zonas en las que dominaban las especies germinadoras es esperable que aumente la presencia de cistáceas y disminuya la de romero.

En gran parte de los pinares maduros en los que todos los árboles resultaron dañados por el fuego se ha constatado nula o escasa regeneración. Por lo cual es esperable que estas masas desaparezcan o queden reducidas a pequeños grupos de árboles o individuos aislados. La única excepción podría ser la lengua de pinar quemada en la solana de la Filosa, siempre que la regeneración sea capaz de sobrevivir a los daños causados por la fauna silvestre. En este caso, además, existe una masa de pinar adulto denso rodeando al área quemada, que proporciona semilla abundante de forma continuada.

Los pinares del Barranco dels Tarongers presentan en general baja espesura y una parte importante de los árboles no han resultado apenas afectados por el fuego. Cabe esperar que la dispersión de piñones desde los árboles vivos permita recuperar una parte del pinar incendiado, siempre y cuando no haya incendios futuros a corto plazo.

Finalmente, en el pinar joven se ha confirmado que la falta de regeneración tras el incendio conllevará la pérdida de las masas de pino.

Por lo tanto, a medio plazo cabe esperar una pérdida de masa arborea y de resiliencia frente a nuevos incendios, acentuando así la tendencia que se viene registrando en la zona desde los años setenta.

4.4.3. Combustibilidad

En la zona existían manchas de pinar joven denso, que se correspondían con un modelo de combustible 4. Después del fuego en estas áreas quedó gran cantidad de vegetación muerta sin quemar (los troncos y ramas de los pinos), que en la mayoría de casos no se ha extraído. Parte de estos troncos ya han caído al suelo de forma natural y es esperable que sigan haciéndolo. En estas zonas es esperable que el riesgo de futuros fuegos sea alto a corto plazo, asimilándose al modelo de combustible 10. En ninguna zona se preve una densa regeneración de *P. halepensis* que conlleve un elevado riesgo de incendio a medio plazo.

La regeneración de *U. parviflorus* no hace prever que lleguen a formar densos matorrales en extensas superficies. En todo caso, estos matorrales de elevada combustibilidad podrán aparecer en las pequeñas superficies. A medio plazo podrían dar lugar a un modelo de combustible 6

En general, los matorrales que había en el área incendiada antes del fuego presentaban un grado de recubrimiento no completo y escaso desarrollo, correspondientes a los modelos de combustible 5 y 2. No es esperable que a medio plazo den lugar a formaciones con elevado riesgo de incendios.

En el extremo occidental eran más abundantes la coscoja y la carrasca y el grado de desarrollo de la vegetación era algo mayor (modelo de combustible 6). Sin embargo, las manchas de matorral con continuidad horizontal del combustible no eran muy extensas, ya que formaban un mosaico con otras de matorral abierto (modelo de combustible 2). A medio plazo cabe esperar unos matorrales similares a los que había antes del incendio, pero no una extensa formación de matorral con elevada carga y continuidad de combustible.

A las recomendaciones ya comentadas, habría añadir la recomendación de retirar o triturar los troncos muertos en las zonas de pinar joven muy denso de las zonas bajas. Con esta actuación se evitaría que en el futuro esas zonas acumulen gran carga de combustible y aumenten el riesgo de incendios. Independientemente de la propiedad del terreno, sería recomendable que todos los trabajos de gestión de la madera quemada siguieran unos criterios técnicos homogéneos, evitando prácticas negativas para la recuperación del ecosistema, como la quema de restos.

Por la elevada frecuencia de incendios que se produce en la zona, a corto y medio plazo, deberían priorizarse las actuaciones enfocadas a reducir esta recurrencia de incendios. En la medida que dichas medidas resulten eficaces, se podrían plantear actuaciones de restauración activa:

Recuperación de las masas arboladas de pinar en las zonas que antes del incendio presentaban pinar denso, pero que no han regenerado tras el fuego. Se debería actuar prioritariamente en las zonas con menor recurrencia de incendios, plantando pinos y encinas simultáneamente.

Incremento de la resiliencia del matorral germinador, mediante plantaciones/siembras de especies arbustivas y arbóreas rebrotadoras. Con el objetivo de frenar la progresiva degradación del matorral y para incrementar la resiliencia del monte. Puede resultar de interés incorporar algunas especies de fruto carnoso para favorecer a la fauna vertebrada.

En el área afectada no existen aprovechamientos forestales directos, exceptuando la caza menor. En cambio, el uso público es muy intenso (especialmente en Ontinyent, Agullent y Bocairent): áreas recreativas, senderismo, BTT, motocross, etc. Además, en muchos casos, los agentes locales manifiestan una gran implicación en la conservación y restauración del monte. Para potenciar y beneficiarse de este potencial, sería recomendable mantener puntos de encuentro e incrementar la coordinación de todas las actuaciones, de forma que se puedan realizar con unos objetivos comunes, bajo una dirección técnica y a una escala relevante. Actuaciones que, como se ha indicado, inicialmente deberían estar orientadas a la prevención de nuevos incendios.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Beyers J. L. 2009. Non-native and native seeding. In: Cerdà A, Robichaud P R (eds.) Fire effects on soil and restoration strategies, pp. 321-336. Science Publishers.

García S., Alloza J. A. y Vallejo V. R. 2012. Impacto del incendio forestal de Bocairent - Agullent de septiembre de 2010. 2ª fase: evaluación a los 18 meses. Fundación CEAM.

Gimeno T., García S. y Baeza J. 2010. Informe sobre el impacto del incendio forestal de Bocairent y Agullent. Septiembre de 2010. Fundación CEAM.

González-Alonso F. Huesca M. Cuevas-Gozalo J. M. Martínez S. Gómez J. A. De Miguel E. 2009. Seguimiento de la regeneración del incendio del rodenal de Guadalajara utilizando imágenes hiperespectrales AHS-INTA. V Congreso Forestal Español.

Key C. Benson N. 2006. Landscape Assessment (LA). Sampling and Analysis Methods. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD. http://www.frames.gov/documents/projects/firemon/FIREMON_LandscapeAssessment.pdf

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.

Lepart J. Debussche M. 1992. Human Impact on Landscape Patterning: Mediterranean Examples. In: Landscape Boundaries, Hansen y di Castri ed. Springer-Verlag, pag 76-106.

Pérez Cuevas A. J. 1994. Atlas climático de la Comunidad Valenciana. COPUT Generalitat Valenciana.

Sánchez J. R. 1997. Estimación de las pérdidas erosivas inducidas por las técnicas de preparación del suelo previa a la reforestación en el sur de la Comunidad Valenciana. Tesis Doctoral. Dept. Ecología. Universidad de Alicante.

ANEJO II
ASIGNACIÓN DE ESTRATEGIAS
REPRODUCTIVAS DOMINANTES EN LAS
ESPECIES Y FORMACIONES VEGETALES DEL
MAPA FORESTAL 1:25.000

■ ANEJO II

ASIGNACIÓN DE ESTRATEGIAS REPRODUCTIVAS DOMINANTES EN LAS ESPECIES Y FORMACIONES VEGETALES DEL MAPA FORESTAL 1:25.000.

Relación de especies identificadas en el mapa forestal. A las especies presentes en el modelo de datos¹ se han incluido algunas especies con amplia distribución (por ejemplo *Dhagne ignidium*). Las asignaciones de la estrategia forestal se ha realizado en base a información recopilada de varias fuentes: Pausas y Paula (2005), Paula y Pausas (2009) y otras bases de datos propias.

| <i>Relación de especies con estrategia rebrotadora</i> | | | |
|--|------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|
| <i>Adenocarpus decorticans</i> | <i>Lycium intricatum</i> | <i>Retama monosperma</i> | <i>Teucrium pumilum</i> |
| <i>Adenocarpus gibbsianus</i> | <i>Lygeum spartum</i> | <i>Retama sphaerocarpa</i> | <i>Thapsia villosa</i> |
| <i>Arbutus canariensis</i> | <i>Malus sylvestris</i> | <i>Rhamnus alaternus</i> | <i>Thuja</i> |
| <i>Arbutus unedo</i> | <i>Marrubium vulgare</i> | <i>Rhamnus alpinus</i> | <i>Thymelaea calycina</i> |
| <i>Brachypodium retusum</i> | | | |
| <i>Brachypodium phoenicoides</i> | | | |
| <i>Crataegus lacinata</i> | <i>Medicago arborea</i> | <i>Rhamnus frangula</i> | <i>Thymelaea dioica</i> |
| <i>Crataegus laevigata</i> | <i>Medicago suffruticosa</i> | <i>Rhamnus glandulosa</i> | <i>Thymelaea hirsuta</i> |
| <i>Crataegus monogina</i> | <i>Mesembryanthemum nodiflorum</i> | <i>Rhamnus oleoides</i> | <i>Thymelaea villosa</i> |
| <i>Daphne laureola</i> | <i>Melica ciliata</i> | <i>Rhamnus lycioides</i> | <i>Thymelaea tartonraira</i> |
| <i>Dhagne Ignidium</i> | <i>Melica uniflora</i> | <i>Rhamnus myrtifolius</i> | <i>Thymelaea tinctoria</i> |
| <i>Chamaecytisus proliferus</i> | <i>Molinia caerulea</i> | <i>Rhamnus saxatilis</i> | <i>Thymus bracteatus</i> |
| <i>Euphorbia characias</i> | <i>Morus alba</i> | <i>Rhododendron ferrugineum</i> | <i>Thymus longiflorus</i> |
| <i>Euphorbia flavicoma</i> | <i>Morus nigra</i> | <i>Rhus coriaria</i> | <i>Thymus membranaceus</i> |
| <i>Euphorbia serrata</i> | <i>Muscari comosum</i> | <i>Robinia pseudoacacia</i> | <i>Thymus piperella</i> |
| <i>Fagus sylvatica</i> | <i>Muscari neglectum</i> | <i>Rosa canina</i> | <i>Thymus praecox</i> |
| <i>Festuca arundinacea</i> | <i>Myrica faya</i> | <i>Rosa micrantha Borrer</i> | <i>Thymus pulegioides</i> |
| <i>Festuca elegans</i> | <i>Myrtus communis</i> | <i>Rosa pouzinii</i> | <i>Thymus vulgaris</i> |
| <i>Festuca indigesta</i> | <i>Narcissus requienii</i> | <i>Rosa sempervirens</i> | <i>Tilia cordata</i> |
| <i>Festuca lemanii</i> | <i>Nardus stricta</i> | <i>Rubia peregrina</i> | <i>Tilia platyphyllos</i> |
| <i>Festuca nevadensis</i> | <i>Nerium oleander</i> | <i>Rubus caesius</i> | <i>Trifolium pratense</i> |
| <i>Festuca paniculata</i> | <i>Nicotiana glauca</i> | <i>Rubus canescens</i> | <i>Tuberaria globulariifolia</i> |
| <i>Festuca rubra</i> | <i>Ocotea phoetens</i> | <i>Rubus idaeus</i> | <i>Typha angustifolia</i> |
| <i>Ficus carica</i> | <i>Olea europaea</i> | <i>Rubus ulmifolius</i> | <i>Typha latifolia</i> |
| <i>Foeniculum vulgare</i> | <i>Ononis fruticosa</i> | | <i>Ulex baeticus</i> |
| <i>Fraxinus angustifolia</i> | <i>Ononis minutissima</i> | <i>Rumex acetosella</i> | <i>Ulex borgiae.</i> |
| <i>Fraxinus excelsior</i> | <i>Ononis natrix</i> | <i>Ruscus aculeatus</i> | <i>Ulex europaeus</i> |
| <i>Fraxinus ornus</i> | <i>Ononis pusilla</i> | <i>Ruscus hypophyllum</i> | <i>Ulex gallii</i> |
| <i>Galium album Miller ssp.</i> | <i>Ononis spinosa</i> | <i>Salicornia ramosissima</i> | <i>Ulex minor</i> |
| <i>Galium corrudifolium</i> | <i>Ononis tridentata</i> | <i>Salix alba</i> | <i>Ulmus glabra</i> |
| <i>Galium fruticescens</i> | <i>Ophrys scolopax</i> | <i>Salix atrocinnerea</i> | <i>Ulmus minor</i> |
| <i>Galium lucidum</i> | <i>Ophrys sphegodes</i> | <i>Salix babylonica</i> | <i>Ulmus pumila</i> |
| <i>Galium pinetorum</i> | <i>Opuntia sp.</i> | <i>Salix canariensis</i> | <i>Urginea maritima</i> |
| <i>Galium verum</i> | <i>Orchis morio</i> | <i>Salix cantabrica</i> | <i>Vaccinium myrtillus</i> |

¹ Fichero MFE25_Publicacion_dd_tcm7-192639.xls en :

http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe25_informacion_disp.aspx

Guía técnica para la gestión de montes quemados

| | | | |
|----------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|
| <i>Genista berberidea</i> | <i>Osyris alba</i> | <i>Salix caprea</i> | <i>Viburnum lantana</i> |
| <i>Genista florida</i> | <i>Osyris quadripartita</i> | <i>Salix eleagnos</i> | <i>Viburnum rigidum</i> |
| <i>Genista hirsuta</i> | <i>Oxalis acetosella</i> | <i>Salix fragilis</i> | <i>Viburnum tinus</i> |
| <i>Genista hispanica</i> | <i>Pancratium maritimum</i> | <i>Salix purpurea</i> | <i>Vincetoxicum nigrum</i> |
| <i>Genista pumila</i> | <i>Paronychia argentea</i> | <i>Salix spp.</i> | <i>Viola alba Besser</i> |
| <i>Genista umbellata</i> | <i>Paronychia suffruticosa Lam.</i> | <i>Salix viminalis</i> | <i>Viola odorata</i> |
| <i>Genista valentina</i> | <i>Periploca laevigata</i> | <i>Salsola genistoides</i> | <i>Viola reichenbachiana</i> |
| <i>Gladiolus illyricus</i> | <i>Persea indica</i> | <i>Salvia lavandulifolia</i> | <i>Vitis vinifera</i> |
| <i>Gladiolus italicus</i> | <i>Phillyrea angustifolia</i> | <i>Salvia pratensis</i> | <i>Withania frutescens</i> |
| <i>Gleditsia triacanthos</i> | <i>Phillyrea latifolia</i> | <i>Salvia verbenaca</i> | <i>Zizyphus lotus</i> |
| <i>Globularia alypum</i> | <i>Phillyrea media</i> | <i>Sambucus nigra</i> | |
| <i>Globularia vulgaris</i> | <i>Phlomis crinita</i> | <i>Sambucus palmensis</i> | |
| <i>Gypsophila hispanica</i> | <i>Phlomis lychnitis</i> | <i>Sambucus racemosa</i> | |
| <i>Gypsophila struthium</i> | <i>Phlomis purpurea</i> | <i>Sanguisorba minor Scop.</i> | |
| <i>Genista scorpius</i> | <i>Phoenix dactylifera</i> | <i>Santolina chamaecyparissus</i> | |
| <i>Genista spartioides</i> | <i>Phragmites australis</i> | <i>Santolina rosmarinifolia</i> | |
| <i>Genista triacanthos</i> | <i>Pinus canariensis</i> | <i>Scabiosa triandra</i> | |
| <i>Genista tridens</i> | <i>Pistacia atlantica</i> | <i>Scabiosa turolensis</i> | |
| <i>Halimium alyssoides</i> | <i>Pistacia lentiscus</i> | <i>Schoenus nigricans</i> | |
| <i>Halimium lasianthum</i> | <i>Pistacia terebinthus</i> | <i>Scilla autumnalis</i> | |
| <i>Hedera helix</i> | <i>Plantago albicans</i> | <i>Scilla monophyllos Link</i> | |
| <i>Hedysarum boveanum</i> | <i>Platanus hispanica</i> | <i>Scirpus maritimus</i> | |
| <i>Helichrysum stoechas</i> | <i>Platanus orientalis</i> | <i>Scorzonera graminifolia</i> | |
| <i>Helictotrichon filifolium</i> | <i>Poa angustifolia</i> | <i>Securinega tinctoria</i> | |
| <i>Helleborus foetidus</i> | <i>Polygala calcarea</i> | <i>Sedum sediforme</i> | |
| <i>Hieracium castellanum.</i> | <i>Polygala microphylla</i> | <i>Seseli elatum</i> | |
| <i>Hieracium pilosella</i> | <i>Polygala rupestris</i> | <i>Sideritis hirsuta</i> | |
| <i>Hippocrepis comosa</i> | <i>Polygala vulgaris</i> | <i>Silene legionensis</i> | |
| <i>Hippocrepis scorpioides</i> | <i>Polypogon viridis</i> | <i>Silene mellifera</i> | |
| <i>Holcus lanatus</i> | <i>Populus alba</i> | <i>Simethis planifolia</i> | |
| <i>Holoschoenus vulgaris</i> | <i>Populus canadensis</i> | <i>Smilax aspera</i> | |
| <i>Hyparrhenia hirta</i> | <i>Populus canescens</i> | <i>Sophora japonica</i> | |
| <i>Hypericum perforatum</i> | <i>Populus nigra</i> | <i>Sorbus aria</i> | |
| <i>Hypochoeris radicata</i> | <i>Populus tremula</i> | <i>Sorbus aucuparia</i> | |
| <i>Ilex aquifolium</i> | <i>Populus x canadensis</i> | <i>Sorbus chamaemespilus</i> | |
| <i>Ilex canariensis</i> | <i>Populus x euramericana</i> | <i>Sorbus domestica</i> | |
| <i>Ilex platyphylla</i> | <i>Potentilla neumanniana</i> | <i>Sorbus latifolia</i> | |
| <i>Inula montana</i> | <i>Prunella laciniata</i> | <i>Sorbus torminalis</i> | |
| <i>Iris pseudacorus</i> | <i>Prunus avium</i> | <i>Spartina densiflora</i> | |
| <i>Jasminum fruticans</i> | <i>Prunus dulcis</i> | <i>Spartina stricta</i> | |
| <i>Jasonia tuberosa</i> | <i>Prunus lusitanica</i> | <i>Spartium junceum</i> | |
| <i>Juglans nigra</i> | <i>Prunus mahaleb</i> | <i>Stachys officinalis</i> | |
| <i>Juglans regia</i> | <i>Prunus padus</i> | <i>Stauracanthus boivinii</i> | |
| <i>Juncus conglomeratus</i> | <i>Prunus ramburii</i> | <i>Stauracanthus genistoides</i> | |
| <i>Juniperus oxycedrus</i> | <i>Prunus spinosa</i> | <i>Stauracanthus boivinii</i> | |
| <i>Knautia arvensis</i> | <i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> | <i>Stellaria holostea</i> | |
| <i>Koeleria crassipes</i> | <i>Pteridium aquilinum</i> | <i>Stipa gigantea</i> | |
| <i>Koeleria vallesiana</i> | <i>Pterospartum tridentatum</i> | <i>Stipa offneri</i> | |
| <i>Laurus nobilis</i> | <i>Pyrus bourgaeana</i> | <i>Stipa parviflora Desf.</i> | |

Guía técnica para la gestión de montes quemados

| | | | |
|---------------------------------|-----------------------------|------------------------------------|--|
| <i>Laurus novocanariensis</i> | <i>Pyrus spp.</i> | <i>Stipa pennata</i> | |
| <i>Ligustrum vulgare</i> | <i>Quercus canariensis</i> | <i>Stipa tenacissima</i> | |
| <i>Limodorum abortivum</i> | <i>Quercus cerrioides</i> | <i>Suaeda maritima</i> | |
| <i>Limoniastrum monopetalum</i> | <i>Quercus coccifera</i> | <i>Suaeda vera</i> | |
| <i>Linum narbonense</i> | <i>Quercus faginea</i> | <i>Tamarix afriacana</i> | |
| <i>Lithodora diffusa</i> | <i>Quercus fruticosa</i> | <i>Tamarix africana</i> | |
| <i>Lithodora fruticosa</i> | <i>Quercus humilis</i> | <i>Tamarix boveana</i> | |
| <i>Lithodora prostrata</i> | <i>Quercus ilex</i> | <i>Tamarix canariensis</i> | |
| <i>Lonicera etrusca</i> | <i>Quercus lusitanica</i> | <i>Tamarix gallica</i> | |
| <i>Lonicera implexa</i> | <i>Quercus petraea</i> | <i>Teline linifolia</i> | |
| <i>Lonicera periclymenum</i> | <i>Quercus pyrenaica</i> | <i>Tetraclinis articulata</i> | |
| <i>Lonicera pyrenaica</i> | <i>Quercus robur</i> | <i>Teucrium capitatum</i> | |
| <i>Lonicera xylosteum</i> | <i>Quercus rubra</i> | <i>Teucrium chamaedrys</i> | |
| <i>Lotus corniculatus</i> | <i>Quercus suber</i> | <i>Teucrium fruticans</i> | |
| <i>Linum suffruticosum</i> | <i>Rhamnus alaternus</i> | <i>Teucrium gnaphalodes</i> | |
| <i>Luzula lactea</i> | <i>Ranunculus bulbosus</i> | <i>Teucrium polium</i> | |
| <i>Luzula lutea</i> | <i>Reichardia picroides</i> | <i>Teucrium pseudo-chamaepitys</i> | |

Relación de especies con estrategia germinadora

| | | |
|------------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|
| <i>Abies alba</i> | <i>Euphorbia nicaeensis</i> | <i>Ornithopus perpusillus</i> |
| <i>Abies pinsapo</i> | <i>Euphorbia peplus</i> | <i>Pallenis spinosa</i> |
| <i>Agrostis capillaris</i> | <i>Festuca hystrix</i> | <i>Papaver rhoeas</i> |
| <i>Aira caryophyllea</i> | <i>Filago pyramidata</i> | <i>Paronychia capitata</i> |
| <i>Althaea hirsuta</i> | <i>Filago vulgaris Lam.</i> | <i>Petrorragia prolifera</i> |
| <i>Alyssum alyssoides</i> | <i>Filipendula vulgaris</i> | <i>Phagnalon rupestre</i> |
| <i>Anagallis arvensis</i> | <i>Fumana ericoides</i> | <i>Phagnalon saxatile</i> |
| <i>Andryala integrifolia</i> | <i>Fumana hispidula</i> | <i>Picea abies</i> |
| <i>Anthemis arvensis</i> | <i>Fumana laevipes</i> | <i>Picris comosa</i> |
| <i>Anthyllis tetraphylla</i> | <i>Fumana procumbens</i> | <i>Picris hieracioides</i> |
| <i>Anthyllis vulneraria</i> | <i>Fumana thymifolia</i> | <i>Pinus brutia</i> |
| <i>Antirrhinum barrelieri</i> | <i>Galactites tomentosa</i> | <i>Pinus halepensis</i> |
| <i>Aphanes arvensis</i> | <i>Galium aparine</i> | <i>Pinus nigra</i> |
| <i>Aphanes microcarpa</i> | <i>Galium divaricatum</i> | <i>Pinus pinaster</i> |
| <i>Arabidopsis thaliana</i> | <i>Galium pumilum</i> | <i>Pinus pinea</i> |
| <i>Arabis hirsuta</i> | <i>Galium setaceum</i> | <i>Pinus radiata</i> |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | <i>Gastridium ventricosum</i> | <i>Pinus strobus</i> |
| <i>Armeria pungens</i> | <i>Genista cinerea</i> | <i>Pinus sylvestris</i> |
| <i>Arnosoris minima</i> | <i>Genista polyanthos</i> | <i>Pinus uncinata</i> |
| <i>Artemisia barrelieri</i> | <i>Geranium columbinum</i> | <i>Piptatherum miliaceum</i> |
| <i>Asperula aristata fil.</i> | <i>Geranium purpureum</i> | <i>Plantago afra</i> |
| <i>Asplenium onopteris</i> | <i>Geranium robertianum</i> | <i>Plantago crassifolia</i> |
| <i>Asterolinon linum-stellatum</i> | <i>Gymnocarpium</i> | <i>Plantago ovata</i> |
| <i>Astragalus incanus</i> | <i>Halimione portulacoides</i> | <i>Potentilla cinerea</i> |
| <i>Atractylis cancellata</i> | <i>Halimium atripicifolium</i> | <i>Potentilla erecta</i> |
| <i>Biscutella laevigata</i> | <i>Halimium atriplicifolium</i> | <i>Prunella grandiflora</i> |
| <i>Bombycilaena erecta</i> | <i>Halimium commutatum</i> | <i>Pseudotsuga menziesii</i> |
| <i>Brassica tournefortii</i> | <i>Halimium halimifolium</i> | <i>Rapistrum rugosum</i> |
| <i>Briza maxima</i> | <i>Halimium halmifolium</i> | <i>Reichardia tingitana</i> |
| <i>Briza media</i> | <i>Halimium ocymoides</i> | <i>Reseda phyteuma</i> |
| <i>Bromus erectus</i> | <i>Halimium viscosum</i> | <i>Reseda suffruticosa</i> |

Guía técnica para la gestión de montes quemados

| | | |
|---------------------------------|-------------------------------------|--|
| <i>Bromus hordeaceus</i> | <i>Halimium umbellatum</i> | <i>Rosmarinus officinalis</i> |
| <i>Bromus madritensis</i> | <i>Helianthemum almeriense</i> | <i>Ruta angustifolia</i> Pers. |
| <i>Bromus rubens</i> | <i>Helianthemum apenninum</i> | <i>Salsola kali</i> |
| <i>Bupleurum baldense</i> | <i>Helianthemum cinereum</i> | <i>Salsola vermiculata</i> |
| <i>Bupleurum praealtum</i> | <i>Helianthemum hirtum</i> | <i>Sambucus ebulus</i> |
| <i>Bupleurum spinosum</i> | <i>Helianthemum lavandulifolium</i> | <i>Sanicula europaea</i> |
| <i>Cakile maritima</i> | <i>Helianthemum squamatum</i> | <i>Satureja cuneifolia</i> |
| <i>Calendula arvensis</i> | <i>Helianthemum syriacum.</i> | <i>Satureja montana</i> |
| <i>Cardamine hirsuta</i> | <i>Helianthemum marifolium</i> | <i>Satureja obovata</i> |
| <i>Carduus pycnocephalus</i> | <i>Helichrysum italicum</i> | <i>Satureja salzmannii</i> |
| <i>Carrichtera annua</i> | <i>Heliotropium europaeum</i> | <i>Saxifraga oppositifolia</i> |
| <i>Cedrus atlantica</i> | <i>Herniaria fruticosa</i> | <i>Scirpus holoschoenus</i> |
| <i>Cedrus deodara</i> | <i>Herniaria glabra</i> | <i>Scorpiurus muricatus</i> |
| <i>Cedrus libani</i> | <i>Hippocrepis bourgaei</i> | <i>Senecio gallicus</i> |
| <i>Centaurea antennata</i> | <i>Hippocrepis ciliata</i> | <i>Senecio jacobaea</i> |
| <i>Centaurea boissieri</i> | <i>Hippocrepis scabra.</i> | <i>Senecio vulgaris</i> |
| <i>Centaurea hyssopifolia</i> | <i>Hornungia petraea</i> | <i>Sherardia arvensis</i> |
| <i>Centaurium erythraea</i> | <i>Hypericum humifusum</i> | <i>Sideritis angustifolia</i> |
| <i>Centranthus calcitrapae</i> | <i>Iberis crenata</i> | <i>Sideritis incana</i> |
| <i>Centranthus ruber</i> | <i>Inula conyza</i> DC. | <i>Sideritis mugronensis</i> |
| <i>Cephalaria leucantha</i> | <i>Jasione montana</i> | <i>Silene italica</i> |
| <i>Cerastium glomeratum</i> | <i>Juncus bufonius</i> | <i>Silene latifolia</i> Poir. ssp. <i>alba</i> |
| <i>Cerastium pumilum</i> | <i>Juniperus cedrus</i> | <i>Silene nutans</i> |
| <i>Chaenorhinum minus</i> | <i>Juniperus communis</i> | <i>Silene sclerocarpa</i> |
| <i>Chamaecyparis lawsoniana</i> | <i>Juniperus phoenicea</i> | <i>Silene secundiflora</i> |
| <i>Chondrilla juncea</i> | <i>Juniperus sabina</i> | <i>Silybum marianum</i> |
| <i>Cirsium arvense</i> | <i>Juniperus thurifera</i> | <i>Sixalix atropurpurea</i> |
| <i>Cirsium vulgare</i> | <i>Lactuca serriola</i> | <i>Sonchus asper</i> |
| <i>Cistus albidus</i> | <i>Lactuca viminea</i> | <i>Sonchus oleraceus</i> |
| <i>Cistus clusii</i> | <i>Lamarckia aurea</i> | <i>Stachelina dubia</i> |
| <i>Cistus crispus</i> | <i>Lamium amplexicaule</i> | <i>Stipa capillata</i> |
| <i>Cistus ladanifer</i> | <i>Larix decidua</i> | <i>Taraxacum officinale</i> |
| <i>Cistus laurifolius</i> | <i>Larix leptolepis</i> | <i>Taxus baccata</i> |
| <i>Cistus libanotis</i> | <i>Larix x eurolepis</i> | <i>Teesdalia nudicaulis</i> |
| <i>Cistus monspeliensis</i> | <i>Lavandula angustifolia</i> | <i>Telephium imperati</i> |
| <i>Cistus populifolius</i> | <i>Lavandula dentata</i> | <i>Teucrium expansum</i> |
| <i>Cistus psilosepalus</i> | <i>Lavandula stoechas</i> | <i>Thymus baeticus</i> |
| <i>Convolvulus siculus</i> | <i>Lavandula latifolia</i> | <i>Thymus hyemalis</i> |
| <i>Conyza canadensis</i> | <i>Leontodon taraxacoides</i> | <i>Thymus leptophyllus</i> |
| <i>Coronilla scorpioides</i> | <i>Lepidium subulatum</i> | <i>Thymus mastichina</i> |
| <i>Cortaderia selloana</i> | <i>Leucantheropsis pallida</i> | <i>Origanum vulgare</i> |
| <i>Crepis pulchra</i> | <i>Leucantherum vulgare</i> | <i>Thymus zygis</i> |
| <i>Crepis sancta</i> | <i>Limonium dichotomum</i> | <i>Torilis nodosa</i> |
| <i>Crepis vesicaria</i> | <i>Linaria simplex</i> | <i>Tragopogon porrifolius</i> |
| <i>Crucianella angustifolia</i> | <i>Linaria spartea</i> | <i>Trifolium angustifolium</i> |
| <i>Cupressus arizonica</i> | <i>Linum strictum</i> | <i>Trifolium arvense</i> |
| <i>Cupressus glabra</i> | <i>Logfia minima</i> (Sm.) | <i>Trifolium campestre</i> |
| <i>Cupressus macrocarpa</i> | <i>Lolium perenne</i> | <i>Trifolium glomeratum</i> |
| <i>Cupressus sempervivens</i> | <i>Lophochloa cristata</i> | <i>Trifolium stellatum</i> |
| <i>Cynosurus echinatus</i> | <i>Lotus creticus</i> | <i>Tuberaria guttata</i> |
| <i>Desmazeria rigida</i> | <i>Malva sylvestris</i> | <i>Tuberaria lignosa</i> |
| <i>Dianthus hispanicus</i> | <i>Medicago lupulina</i> | <i>Ulex parviflorus</i> |

Guía técnica para la gestión de montes quemados

| | | |
|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| <i>Diplotaxis eruroides</i> | <i>Medicago marina</i> | <i>Urospermum picroides</i> |
| <i>Diplotaxis harra</i> | <i>Medicago minima</i> | <i>Verbascum rotundifolium</i> |
| <i>Drosophyllum lusitanicum</i> | <i>Medicago polymorpha</i> | <i>Veronica arvensis</i> |
| <i>Echinopartum horridum</i> | <i>Melica minuta</i> | <i>Veronica polita</i> |
| <i>Echium vulgare</i> | <i>Mercurialis annua</i> | <i>Veronica triphyllus</i> |
| <i>Erica cinerea</i> | <i>Micropyrum tenellum</i> | <i>Vicia cracca</i> |
| <i>Erica umbellata</i> | <i>Minuartia hybrida</i> | <i>Vicia parviflora</i> |
| <i>Erodium cicutarium</i> | <i>Misopates orontium</i> | <i>Vulpia myuros</i> |
| <i>Erophila verna</i> l | <i>Onobrychis supina</i> | <i>Vulpia unilateralis</i> |
| <i>Erucastrum virgatum</i> | <i>Ononis aragonensis</i> | |
| <i>Euphorbia exigua</i> | <i>Ononis ornithopodioides</i> | |
| | <i>Ornithopus compressus</i> | |

Relación de especies sin asignación

| | | |
|--------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
| <i>Anagyris foetida</i> | <i>Genista baetica</i> | <i>Rhododendron ponticum</i> |
| <i>Artemisia canariensis</i> | <i>Genista balansae</i> | <i>Ribes alpinum</i> |
| <i>Artemisia reptans</i> | <i>Genista linifolia</i> | <i>Ribes rubrum</i> |
| <i>Berberis vulgaris</i> | <i>Genista monspessulana</i> | <i>Rosmarinus tomentosus</i> |
| <i>Buplerum gibraltarium</i> | <i>Genista patens</i> | <i>Rumex lunaria</i> |
| <i>Cistus symphytifolius</i> | <i>Genista tridentata</i> | <i>Sarothamnus scoparius</i> |
| <i>Coronilla emerus</i> | <i>Genista triflora</i> | <i>Sarothamnus vulgaris</i> |
| <i>Cupressus lusitanica</i> | <i>Genista versicolor</i> | <i>Sideroxylon marmulano</i> |
| <i>Cytisus baeticus</i> | <i>Heberdenia bahamensis</i> | <i>Thymus albicans</i> |
| <i>Cytisus malacitanus</i> | <i>Hypericum canariensis</i> | <i>Thymus granatensis</i> |
| <i>Cytisus tribracteolatus</i> | <i>Kleinia nerijfolia</i> | <i>Ulex canescens</i> |
| <i>Daphne mezereum</i> | <i>Launaea arborescens</i> | <i>Ulex eriocladus</i> |
| <i>Dracaena drago</i> | <i>Lavandula lanata</i> | <i>Vella spinosa</i> |
| <i>Echinopartum boissieri</i> | <i>Maytenus canariensis</i> | <i>Visnea mocanera</i> |
| <i>Erica erigena</i> | <i>Maytenus senegalensis</i> | |
| <i>Euonymus europaeus</i> | <i>Paliurus spina-christi</i> | |
| <i>Euphorbia aphylla</i> | <i>Phoenix canariensis</i> | |
| <i>Euphorbia canariensis</i> | <i>Picconia excelsa</i> | |
| <i>Euphorbia handiensis</i> | <i>Pleiomeris canariensis</i> | |

Formaciones de matorral con estrategia germinadora dominante

Aliagares, aulagares y afines (Clima mediterráneo)

Cantuesares (*Lavandula stoechas*, *L. pedunculata*, *L. viridis*)

Erizales, erizales y abrojales (Media-alta montaña)

Jaguarzales y jaral-carpazales menores (*Halimium* spp. pl.)

Jarales mixtos o mezclados (*Cistus* spp. pl.)

Jarales y matorrales de Cistáceas

Matorrales halo-xerófilos (suelos ricos en sal: zonas áridas)

Mezcla de matorrales de labiadas y tomillares s.l. (incluyendo estepas leñosas, pastizales leñosos y afines)

Romerales

Sabinares (*Juniperus sabina*)

Sabinares y enebrales rastreros

Formaciones de matorral con estrategia rebrotadora dominante

| |
|--|
| Arandanales (<i>Vaccinium myrtillus</i> u otras) |
| Arbustados de <i>Phillyrea angustifolia</i> |
| Arbustados de <i>Phillyrea latifolia</i> |
| Argomales (tojares) atlánticos o subatlánticos (<i>Ulex</i> spp.) Clima atlántico |
| Bojares (<i>Artemisia</i> spp.) |
| Bolinales (<i>Santolina</i> spp. y <i>Helichrysum</i> sp.) |
| Brezales (sub)hidrófilos (<i>Erica mackaiana</i> , <i>E.tetralix</i> , <i>E.ciliaris</i>) y brezales mixtos de hidrófilas y subxerófilas |
| Brezales de mesófilos a xerófilos y biercolares, puros o mixtos (incluyendo matorrales mixtos de Ericáceas) |
| Brezales orófilos y matorrales bajos de ericáceas de alta montaña (<i>Loiseleuria</i> , <i>Arct.alpina</i> , <i>Pyrola</i> , <i>Empetrum nigrum</i>) |
| Brezales, matorrales de Ericaceae y agrupaciones afines |
| Bujedos (<i>Buxus sempervirens</i> , <i>B. balearica</i>) |
| Carquesales (carqueixales) (<i>Pterospartum tridentatum</i>) |
| Codesares (<i>Adenocarpus complicatus</i> , <i>hispanicus</i>) |
| Cornicabrales (<i>Pistacia terebinthus</i>) |
| Coscojares + puros (<i>Quercus coccifera</i>) |
| Cubiertas arbustivas y subarbustivas glicohidrófilas o freatófilas |
| Enebrales (<i>Juniperus communis alpina</i>) |
| Erizales, erizales y abrojales media-alta montaña |
| Escobillares y matorrales mixtos con predominio de <i>Dorycnium pentaphyllum</i> , <i>Coronilla minima</i> etc |
| Escobonales/xesteiras |
| Espartizales (<i>Stipa tenacissima</i> , <i>Lygeum spartum</i>) (Alta en Murcia) |
| Espinars subxerófilos y xerófilos (<i>Hippophäe rhamnoides</i> , <i>Rhamnus saxatilis</i> , <i>Rh.lycioides</i> -éste no en área hiperárida-) |
| Garrigas (matorrales pluriespecíficos calcícolas + termófilos) |
| Garrigas baleares con <i>Euphorbia dendroides</i> |
| Gayubares (<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>) |
| Lentiscars/charnecales (<i>Pistacia lentiscus</i>) |
| Manchas |
| Matagallares (<i>Phlomis purpurea</i>) |
| Matorrales de leguminosas aulagoideas y afines |
| Matorrales halo-hidrófilos (suelos ricos en sal: marismas, litorales) |
| Matorrales y cubiertas gipsófilas (alto contenido en yeso) |
| Mezcla de matorrales de leguminosas retamoideas |
| Orlas, espinars mesófilos mixtos y afines (dom. Rosaceae) |
| Palmitares/garrigas con palmito (<i>Chamaerops humilis</i>) |
| Piornales de montaña |
| Piornales y matorrales retamoideos afines, no estrictamente de alta montaña |
| Retamares |
| Salcedas y bardagueras (<i>Salix</i> spp. pl.) |
| Setos, orlas, bardas, salcedas, galerías arbustivas etc., en disposición frecuentemente lineal en disposición frecuentemente lineal |
| Talabardales/neretares (<i>Rhododendron ferrugineum</i>) |
| Tojars mixtos (incluyendo tojo-brezales, tojo-helechares, tojo-escobonales, y tojo carpazales) |
| Tomillares y agrupaciones fisonómicamente afines |

Formaciones de matorral sin estrategia asignada

| |
|--|
| <i>Galerías arbustivas mixtas</i> |
| <i>Matorrales rupícolas (conglomerado, rocas)</i> |
| <i>Matorrales y cubiertas hiperxerófilas o termoxerófilas (condiciones de sequía extrema)</i> |
| <i>Matorrales y cubiertas hiperxerófilos/termoxerófilos, gipsofilos, halófilos, psammófilos y otros intrazonales</i> |
| <i>Matorrales y cubiertas psammófilos (terrenos arenosos: dunas)</i> |
| <i>Otras garrigas</i> |
| <i>Otras manchas</i> |
| <i>Otros matorrales intrazonales o afines</i> |
| <i>Otros matorrales y cubiertas mixtas no intrazonales</i> |

Formaciones herbazal consideradas en el mapa forestal.

R = rebrotadora; G = germinadora

| Código | Formación | ESTRATEGIA |
|---------------|--------------------------|-------------------|
| 1 | Herbazal/pastizal | G/R |
| 2 | Pastizal de alta montaña | R |
| 4 | Espartal | R |
| 5 | Juncal y carrizal | R |
| 6 | Helechal | R |

■ REFERENCIAS

Pausas, J., Paula, S. 2005. EUFIRELAB: Plant functional traits database for Euro-Mediterranean ecosystems. D-04-06. Deliverable D-04-06; 33pp;

Paula S., Pausas J.G. 2009. BROt: a plant trait database for Mediterranean Basin species. Version 2009.01. URL: <http://www.uv.es/jgpausas/brot.htm>.

ANEJO III
ACTUACIONES DE EMERGENCIA EN EL
CONTROL DE LA EROSIÓN DE LADERAS

■ SIEMBRAS

La aplicación de siembras puede estar justificada en montes (o laderas) en las que cabe esperar una lenta recuperación de la cubierta vegetal y teniendo en cuenta que la erosión hídrica muestra una correlación inversa con el recubrimiento vegetal (Beyers, 2009). En montes donde la recuperación natural de la vegetación post-incendio es insuficiente, se pueden sembrar algunas especies herbáceas de crecimiento rápido que pueden alcanzar un elevado recubrimiento en pocos meses, evitando utilizar especies exóticas que puedan generar problemas a la regeneración natural.



Figura 1. Siembra experimental donde puede observarse el distinto recubrimiento vegetal entre los tratamientos ensayados: al fondo siembra + acolchado, en el centro tratamiento con acolchado y en primer plano siembra.

Áreas prioritarias / condiciones para la aplicación

Es prioritaria la actuación en las laderas que simultáneamente cumplen los siguientes requisitos:

- Riesgo de precipitación intensa en otoño.
- Suelo susceptible a la erosión hídrica.
- Antes del incendio presentaban menos de un 30-40% de la superficie cubierta por plantas rebrotadoras.
- El incendio afecta al suelo y la vegetación con una severidad elevada, sin dejar plantas vivas y dejando más de un 30-40% del suelo descubierto (sin cubierta de

hojarasca, vegetación viva o pedregosidad). Si la zona presenta árboles cuya hoja muerta ha quedado en la copa, debe tenerse en cuenta que ésta acabará cayendo al suelo y reduciendo el porcentaje de suelo descubierto a corto plazo.

- Pendiente comprendida entre el 15% y el 65% (Napper 2006, Wagenbrenner et al. 2006).

También es prioritaria en zonas puntuales en las que la producción de sedimentos pueda afectar a infraestructuras o valores naturales:

- Taludes y terraplenes de vías de comunicación.
- Taludes de ríos con importantes valores faunísticos-piscícolas (puede ir unido a actuaciones de ingeniería medioambiental).
- La erosión potencial de la ladera pone en riesgo valores ecológicos, sociales o económicos aguas abajo.

Junto a las limitaciones técnicas y económicas del tratamiento, otras limitaciones pueden ser:

- No debe haber especies de flora amenazada ya que pueden verse afectada por la competencia herbácea.
- Según Beyers (2009), el riesgo más importante es que la siembra interfiera en la recuperación de la vegetación natural a medio plazo, disminuyendo la supervivencia o crecimiento de los brinzales de especies arbustivas o arbóreas, en las zonas en las que se prevea y se busque regeneración por semilla. Según experiencias con siembras aéreas en EEUU, la mortalidad de los brinzales de especies arbustivas autóctonas empieza a aumentar a partir de coberturas herbáceas mayores al 30%.
- Si se usan especies anuales que se agostan en verano, puede aumentarse el riesgo de incendios.
- Al usar semilla comercial existe el riesgo de introducir especies exóticas agresivas.

Especies y densidades

Según Beyers (2009), en el oeste de EEUU (donde mayor experiencia en este tipo de siembras existe) se han utilizado tradicionalmente gramíneas exóticas agresivas, tanto anuales como perennes, habitualmente a densidades de 400-600 semillas m⁻², según su viabilidad. En los últimos años se ha incrementado el interés en usar especies nativas; Peppin et al. (2011) ofrecen una lista completa de especies usadas desde los años 1970. En España, las aplicaciones han sido muy diversas (Tabla 1).

En base a estas experiencias, se recomienda la combinación de gramíneas y leguminosas sobre todo, incluyendo tanto especies anuales como perennes. En el levante español han ofrecido buenos resultados *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Sanguisorba minor* y *Brachypodium retusum* por su recubrimiento y *Vicia sativa* por su precocidad (Bautista et al. 1997).

Técnicas de aplicación

- Siembra manual: a voleo o por fajas.
- Hidrosiembra. Con un cañón o manguera se proyecta a presión sobre el suelo una mezcla de agua, semillas y normalmente algún acondicionador del suelo o *mulch*. Sólo es aplicable a zonas cercanas a una pista.
- Siembra aérea. El peso de la semilla condiciona su efectividad. La semilla puede someterse a pildorado.

La siembra puede aplicarse de forma independiente o combinada con *mulching*, fertilización, adherentes, etc.

Tabla 1. Experiencias de siembras de emergencia post-incendio en España

| Autor | Provincia | Condiciones ambientales | Especies | Dosis |
|--|------------|---|--|---------------------------------|
| Bautista et al. (1997) | Alicante | clima termomediterráneo semiárido, litología margas | mezcla de gramíneas y leguminosas que incluía tanto anuales como perennes: <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Lolium perenne</i> , <i>Paspalum dilatatum</i> , <i>Phalaris canariensis</i> , <i>Medicago sativa</i> , <i>Lotus corniculatus</i> , <i>Onobrychis sativa</i> , <i>Sanguisorba minor</i> y <i>Vicia sativa</i> . | 20 g m ⁻² |
| Bautista et al. (1997) | Valencia | termomediterráneo seco, argilitas | <i>D. glomerata</i> , <i>C. dactylon</i> , <i>F. ovina</i> , <i>V. sativa</i> y <i>M. sativa</i> . | |
| Badia y Martí (2000) | Huesca | mesomediterráneo semiárido, margas y yesos | <i>M. sativa</i> , <i>Medicago truncatula</i> , <i>Onobrychis viciifolia</i> , <i>Vicia villosa</i> , <i>Agropyron cristatum</i> , <i>D. glomerata</i> , <i>Lolium rigidum</i> y <i>P. canariensis</i> . | 30 g m ⁻² |
| Pinaya et al. (2000) | La Coruña | colino hiperhúmedo, granito | dos mezclas diferentes: una con semilla de origen comercial (<i>Lolium multiflorum</i> , <i>Agrostis capillaris</i> y <i>L. corniculatus</i>) y otra con semilla nativa (<i>Agrostis truncatula</i> , <i>A. capillaris</i> y <i>L. corniculatus</i>) | 3000 semillas m ⁻² |
| Montávez et al. (2001) | Valencia | termomediterráneo seco, calizas-margas | mezcla de herbáceas y arbustivas autóctonas: <i>D. glomerata</i> , <i>Festuca arundinacea</i> , <i>L. perenne</i> , <i>Piptatherum miliaceum</i> , <i>O. sativa</i> , <i>V. sativa</i> , <i>Helichrysum stoechas</i> , <i>Cistus salvifolius</i> , <i>Anthyllis cytisoides</i> , <i>Coronilla juncea</i> , <i>Retama monosperma</i> y <i>Retama sphaerocarpa</i> | 16500 semillas m ⁻² |
| Fernández-Abascal et al. (2003) | León | supramediterráneo subhúmedo, substrato silíceo | (1) <i>Festuca rubra</i> , (2) <i>F. rubra</i> y <i>Lotus corniculatus</i> , (3) <i>Agrostis capillaris</i> , (4) <i>A. capillaris</i> y <i>L. corniculatus</i> . Todas ellos con densidades aproximadas de 20000 semillas m ⁻² . | 20000 semillas m ⁻² |
| Gimeno et al. (2005) | Alicante | mesomediterráneo seco, margas | mezcla de herbáceas y arbustivas autóctonas: <i>Brachypodium retusum</i> , <i>D. glomerata</i> , <i>Anthyllis vulneraria</i> , <i>Sanguisorba minor</i> , <i>Psoralea bituminosa</i> , <i>Hedysarum confertum</i> , <i>Dorycnium pentaphyllum</i> , <i>Rhamnus alaternus</i> y <i>Phillyrea angustifolia</i> . | 5000 semillas m ⁻² . |
| AVIALSA (2007) | Valencia | | <i>B. retusum</i> , <i>Stipa tenacissima</i> y <i>Dorycnium hirsutum</i> | 0,8 semillas m ⁻² |
| Vega et al. (2010), Fdez et al. (2012) | Pontevedra | colino hiperhúmedo, esquistos y granito | <i>L. multiflorum</i> , <i>Festuca arundinacea</i> , <i>D. glomerata</i> , <i>F. rubra</i> , <i>Agrostis tenuis</i> y <i>Trifolium repens</i> | 25-45 g m ⁻² |
| Cabrera (2010) | Zaragoza | mesomediterráneo seco, calizas | <i>Hordeum vulgare</i> y <i>M. sativa</i> | 30 g m ⁻² |
| Díaz-Raviña et al. (2012) | Ourense | Montano subhúmedo, filitas | <i>Secale cereale</i> | 10 g m ⁻² |

El éxito de una siembra depende en gran medida de la densidad de semilla (y su calidad), de las lluvias post-incendio (cantidad total e intensidad) y de la predación. Los temporales de viento pueden producir una redistribución de las semillas en la ladera. La mayoría de las semillas responden mejor con un cierto enterramiento, pero el escarificado es desaconsejable en áreas con elevado riesgo de erosión. El recubrimiento de la semilla con *mulch* puede hacer el mismo papel, al tiempo que reducir la predación (Beyers 2009). Oliveira et al. (2011) han observado que muchas de las especies nativas usadas germinan preferentemente o únicamente en otoño, lo que debe tenerse en cuenta en el diseño de la actuación.

Efectividad

Según los estudios en EEUU, un recubrimiento vegetal a partir del 30% comienza a ser parcialmente efectivo para controlar la erosión hídrica, mientras que es necesario un 60% para serlo totalmente (Beyers 2009). Sin embargo, sólo un tercio de las siembras en EEUU alcanza el 60% de recubrimiento durante el primer periodo vegetativo, por lo que es considerada una tecnología insuficiente para la protección inmediata del suelo tras un incendio. A medida que se avanza en la investigación sobre siembras se van reduciendo las evidencias de que sea un tratamiento efectivo (Peppin et al. 2010, Tabla 2).

Tabla 2. Efectividad de las siembras de emergencia realizadas en España (las tasas de erosión están medidas con metodologías diversas). Condiciones ambientales: Ar: argilitas, Ma: margas, Ca: calizas, Es: esquisto, Gr: granito, HH: hiperhúmedo, S: seco, SA: semiárido, SH: subhúmedo, Si: silíceo, Ye: yeso. Los tiempos en meses y años se refieren al tiempo pasado desde el incendio. ns: no significativo estadísticamente

| Ensayo: condiciones ambientales, otros tratamientos incluidos | Recubrimiento de herbáceas en el suelo testigo | Incremento del recubrimiento del suelo por la siembra | Tasa de erosión en suelo testigo (t ha ⁻¹ año ⁻¹) | Reducción de erosión por la siembra |
|---|--|---|--|-------------------------------------|
| Bautista (1997): S, Ma. Mulch y fertilizac. | 50% (mes 6-18) | 15% | 15-20 | 30% |
| Bautista (1997): SA, Ma. Mulch y fertilizac. | 25-35% (mes 6-18) | 7% (mes 6) 0% (mes 18) | 20-25 | 30% |
| Bautista (1997): S, Ar. Mulch y fertilizac. | <10% (mes 3) | 40% (mes 3) 10-15%(mes 12) | Sin datos | Sin datos |
| Badia y Martí (2000): SA, Ca | 45% (año 1) 57% (año 2) | 30% (año 1) 0% (año 2) | 1,8 | 50% |
| Badia y Martí (2000): SA, Ye | 16% (año 1) 27% (año 2) | 30% (año 1) 0% (año 2) | 3,6 | 67% |
| Pinaya (2000): HH, Gr | 40% (mes 10) | +30-35% (mes 10) | 0,8 | 85% |
| Fdez-Abascal (2003): SH, Si | <1% (mes 1) 20% (año 1) 50% (año 2) | 10% (mes 1) 15-35% (año 1) 0% (año 2) | Sin datos | Sin datos |
| Gimeno (2005): S, Ma | 34% (mes 14) | 5% (ns) | >10 | ns |
| Vega (2010): HH, Gr. Quema prescrita | 60% (mes 8) | 10% (ns) | 4,7 | 20% (ns) |
| Díaz-Raviña et al. (2012): SH, flitas | Sin datos | Sin datos | 6,6 (mes 4) | 37% |
| Fernández (2012): HH, Es | 36% (mes 9) | 12% (ns) | Sin datos | ns (mes 9) |

■ ACOLCHADO POST-INCENDIO

Al igual que la siembra, el acolchado pretende reducir las pérdidas de suelo por erosión en laderas quemadas, durante el periodo en el que la vegetación se muestra ineficiente debido a su bajo recubrimiento.

El acolchado cubre el suelo protegiéndolo del impacto de la gota de lluvia, aumentando la infiltración y dificultando el flujo de escorrentía. También puede facilitar la recuperación de la cubierta vegetal, al proteger las semillas y mejorar el microclima edáfico. Por tanto, aparte de su protección frente a la erosión, el acolchado mejora el contenido de agua en los horizontes superficiales del suelo, lo que puede disminuir el encostramiento y facilitar la implantación de la vegetación (Bautista et al., 2009).

Áreas prioritarias / condiciones para la aplicación

Es prioritaria la actuación en las laderas que simultáneamente cumplen los siguientes requisitos:

- Riesgo de precipitación intensa en otoño.
- Suelo susceptible a la erosión hídrica.
- Antes del incendio presentaban menos de un 30-40% de la superficie cubierta por plantas rebrotadoras
- El incendio ha afectado al suelo y la vegetación con una severidad elevada, sin dejar plantas vivas y dejando más de un 30-40% del suelo descubierto (sin cubierta de hojarasca, vegetación viva o pedregosidad). Si la zona presenta árboles cuya hoja muerta ha quedado en la copa, debe tenerse en cuenta que ésta acabará cayendo al suelo y reduciendo el porcentaje de suelo descubierto.
- Pendiente mayor del 15% y menor del 65% (Napper 2006, Wagenbrenner et al. 2006).
- Si el acolchado es de material ligero, la ladera no debe estar sometida a fuertes vientos. Estos pueden redistribuir el material por la superficie, como sucede en las zonas culminales. Esto puede corregirse por ejemplo clavando el acolchado de paja en el suelo (Bautista et al., 2009) o dejando troncos o ramas sobre el acolchado.
- No existe flora amenazada que pueda verse afectada por el acolchado.

También es prioritaria en zonas en las que la producción de sedimentos ponga en riesgo valores ecológicos, sociales o económicos aguas abajo.

Materiales y cantidades

El acolchado puede aplicarse en seco o mezclado con agua (*hidromulch*). En este caso, se pueden añadir materiales aglomerantes como fibras de madera o polímeros químicos (poliacrilamidas). Los materiales que han sido utilizados en España hasta el momento son muy diversos (Tabla 3). En general, siempre será preferible utilizar materiales del propio monte quemado, particularmente el triturado de restos quemados.

En cuanto a las cantidades, Napper (2006) estima que 2,2-4,5 t ha⁻¹ de paja de cereal proporcionan un 70-80% de recubrimiento del suelo y 2,5-5 cm de grosor.

Tabla 3. Experiencias de acolchado post-incendio en España

| Autor | Provincia | Condiciones ambientales | Material | Cantidad |
|--|-------------|--|--|------------------------------|
| Bautista et al. (1996) | Alicante | termomediterráneo semiárido, margas y coluvio calizo | Paja de cebada | 2 t ha ⁻¹ |
| Badía y Martí (2000) | Huesca | mesomediterráneo semiárido, margas y yesos | Paja de cebada | 1 t ha ⁻¹ |
| Montávez et al. (2001) | Valencia | termomediterráneo seco, calizas-margas | - Compost de residuos sólidos urbanos - Lodos de depuradora - Orujo de vid - Piña triturada - Turba - Manta de paja de cereal y fibra de coco | Sin datos |
| Gimeno et al. (2005) | Alicante | mesomediterráneo seco, margas | Restos selvícolas de pino triturados | Sin datos |
| AVIALSA (2007) | Valencia | | Hidromulch de fibras orgánicas, tinte y un material fijador no precisado | Sin datos |
| Fernández et al. (2011, 2012) | Pontevedra | colino hiperhúmedo, esquistos | Paja de trigo | 2,5 t ha ⁻¹ |
| Fernández et al. (2011) | Pontevedra | colino hiperhúmedo, esquistos | Restos selvícolas triturados | 4 t ha ⁻¹ |
| Vega et al. (2010) | Pontevedra | colino hiperhúmedo, granito | Paja | 2,3 t ha ⁻¹ |
| Cabrera et al. (2010) | Zaragoza | mesomediterráneo seco, calizas | Madera de pino astillada | 25 t ha ⁻¹ |
| Díaz-Raviña et al. (2012) | Ourense | Montano subhúmedo, filitas | Paja de trigo | 2,5 t ha ⁻¹ |
| Martins et al. (2012), Prats et al. (2012) | Baixo Vouga | mesomediterráneo húmedo, esquistos | Restos selvícolas sin triturar | 13,6-17,5 t ha ⁻¹ |
| Prats et al. (2012) | Baixo Vouga | mesomediterráneo húmedo, esquistos | Corteza de <i>Eucalyptus</i> triturada | 8,7 t ha ⁻¹ |

Técnicas de aplicación

Manual, bien por toda la superficie o por fajas en líneas de nivel: según Bautista (2009), en EEUU este último método consiste en aplicar el acolchado en bandas separadas 10-30 m, cubriendo la mitad de la superficie.

*Con un cañón: proyectando *hidromulch*. Sólo es aplicable a zonas cercanas a una pista.

*Aplicación aérea. Con helicóptero, refinando el trabajo desde tierra posteriormente.

El acolchado puede aplicarse de forma independiente o combinado con siembra, aunque el grado de recubrimiento global del suelo debe ser al menos de un 50-60% según Bautista et al. (2009) o del 60-80% según Robichaud et al. (2010); en cualquier caso la cantidad de acolchado aplicada es relevante.



Figura 2. Restos de madera quemada formando un acolchado protector.

Efectividad

El acolchado tiene la ventaja de incrementar inmediatamente el recubrimiento del suelo. Los estudios en EEUU han aportado evidencias consistentes de que la paja y la madera astillada son efectivos, siempre que se apliquen en las zonas adecuadas y tomando las medidas necesarias para evitar la redistribución posterior (Bautista et al., 2009; Robichaud et al., 2010; Tabla 4). Este efecto positivo se produce cuando más falta hace, durante el primer periodo vegetativo en el cual la vegetación natural presenta valores de recubrimiento reducidos.

La efectividad depende del grado de recubrimiento global del suelo. El material usado puede ser también relevante, aunque no existen suficientes estudios comparativos entre materiales.

La efectividad también depende de la homogeneidad de la aplicación y, por lo tanto, de la técnica de aplicación usada. Es importante que el acolchado se mantenga a lo largo de todo el primer y segundo año. Los procesos que redistribuyan el acolchado en la ladera pueden disminuir su efectividad, p. ej. el viento.

La efectividad del acolchado disminuye de forma inversamente proporcional a la intensidad de lluvia. En EEUU se ha encontrado que no es efectivo para tormentas con una intensidad correspondiente a un periodo de retorno de 5-10 años (Bautista et al., 2009).

Un riesgo importante es un grosor excesivo, que dificulte el desarrollo de brinzales: Robichaud (2000) encontró que la germinación de arbustos se producía allí donde el espesor era menor de 2,5 cm. El objetivo del acolchado es proteger el suelo temporalmente, mientras la vegetación recupera un grado de recubrimiento que le permita realizar ese papel, por lo que es importante que el acolchado no interfiera en la regeneración vegetal. Otro riesgo es la introducción de especies exóticas con la paja.

Los estudios que combinan siembra y *mulch* en general muestran que el *mulch* disminuye la erosión pero la siembra no aporta una mejora adicional (Robichaud et al. 2010).

En cuanto al *hidromulch* (*mulch*+aglomerante+agua), los resultados en EEUU indican que resiste al viento y el golpeo de la gota de lluvia pero que es poco efectivo frente a la escorrentía, por lo que sólo se aconseja en taludes de pistas con poca probabilidades de recibir escorrentía de aguas arriba. También se ha usado en suelos arenosos cerca de carreteras (Robichaud et al., 2010).

Tabla 4. Efectividad de los acolchados post-incendio realizados en España (las tasas de erosión están medidas con metodologías diversas). ns: no significativo estadísticamente a El viento eliminó a mitad de tratamiento gran parte del acolchado

| Ensayo: otros tratamientos aplicados | Recubrimiento por el acolchado (%) | Tasas erosión en el suelo testigo (t ha ⁻¹ año ⁻¹) | Reducción tasas erosión por acolchado | Efecto sobre la vegetación |
|---------------------------------------|---|---|---------------------------------------|--|
| Bautista et al. (1996) | 80%, sumando acolchado y vegetación (años 1, 2) | 0,76 | 86% | Ligero incremento de recubrimiento de suelo |
| Badia y Martí (2000): con siembra | 15-45% (años 1, 2) 100% sumando acolchado y vegetación | Aprox 1 | 46% (año 1) | - Recubrimiento: ns - Biomasa: incremento (año 1) |
| Gimeno et al. (2005) | 50% (meses 6, 18) | >10 | 100% | ns |
| AVIALSA (2007): con siembra | Sin datos | Sin datos | 65% | Mejora germinación |
| Fdez et al. (2011): paja | 80% (mes 0) | 35 | 66% (año 1) | ns |
| Fdez et al. (2011): astillas | 45% (mes 0) | 35 | ns (años 1-2) | ns |
| Fdez et al. (2012): paja, con siembra | Incremento ns (mes 9) | Sin datos | ns | ns |
| Vega et al. (2010) | Sin datos | 4,7 | 90% (mes 9) | ns |
| Cabrera et al. (2010) ^a | 77% (mes 0) | 3,6 | 22% (mes 6) | Sin datos |
| Díaz-Raviña et al. (2012) | Sin datos | 6,6 | 89% (mes 4) | Sin datos |
| Martins et al. (2012) | 80% (mes 0) | 13,6 | 90% (año 1) | Sin datos |
| Prats et al. (2012): residuos | 76% (mes 0) | 0,3 | 0% (año 1) | Sin datos |
| Prats et al. (2012): corteza | 67% (mes 0) | 5,4 | 86% | Sin datos |

■ BARRERAS CONTRA LA EROSIÓN

Se utilizan para la reducción de los procesos de escorrentía y transporte de sedimentos en laderas quemadas, fomento de la infiltración de agua y el depósito de sedimentos en la misma ladera de donde han sido arrancados. La construcción de barreras transversales a la línea de máxima pendiente puede hacer más lento el flujo, crear puntos de estancamiento del mismo y almacenar sedimentos producidos aguas arriba.

Se tratan de forma diferenciada las **barreras de troncos contra la erosión** y las **acumulaciones de ramas y/o troncos (fajinas)**: las primeras son una actuación de emergencia contra la erosión en ladera y las otras son fundamentalmente un tratamiento de gestión de la madera quemada. Ambos tratamientos se pueden combinar en una misma estructura.

Una tercera tipología son las **albarradas**, estructuras transversales de corrección de los canales que concentran el flujo de agua (vaguadas, cárcavas, etc.). Son objeto del siguiente epígrafe.

Áreas prioritarias / condiciones para la aplicación

Es prioritaria la actuación en las laderas que simultáneamente cumplen los siguientes requisitos:

- Riesgo de precipitación intensa en otoño.
- Suelo/Litología susceptible a la erosión hídrica.
- Antes del incendio presentaban menos de un 30-40% de la superficie cubierta por plantas rebrotadoras.
- El incendio ha afectado al suelo y la vegetación con una severidad elevada, sin dejar plantas vivas y dejando más de un 30-40% del suelo descubierto (sin cubierta de hojarasca, vegetación viva o pedregosidad). Si la zona presenta árboles cuya hoja muerta ha quedado en la copa, debe tenerse en cuenta que ésta acabará cayendo al suelo y reduciendo el porcentaje de suelo descubierto.
- Pendiente mayor del 15%.

También es prioritaria en zonas en las que la producción de sedimentos ponga en riesgo valores ecológicos, sociales o económicos aguas abajo.

Su uso es especialmente interesante en laderas que presentaban arbolado antes del incendio. En este caso, el uso de los troncos para construir barreras supone al mismo tiempo un tratamiento contra la erosión y gestión de la madera quemada. Además, las bases de los troncos pueden aprovecharse como puntos de anclaje de la barrera, siempre que esto no disminuya la efectividad de la misma.

Materiales

- Troncos talados. En EEUU generalmente se construye cada barrera con un solo tronco, aunque a veces se usa más de uno para aumentar el volumen de agua retenido. En este último caso, no sólo es esencial el sellado entre el tronco inferior y el suelo, sino también entre los diversos troncos.
- Biorrollos de paja (malla cilíndrica rellena de paja).
- “Zanjas de infiltración”, construidas con un acaballonado discontinuo en líneas de nivel.
- Cordones de balas de paja.

Técnicas de aplicación

En el caso de las zanjas de infiltración, simplemente se abre un surco en líneas de nivel con su correspondiente caballón aguas abajo.

En el resto de casos se dispone la barrera perpendicular a la línea de máxima pendiente o en V (si no, en vez de parar el flujo simplemente lo dirigen e incluso lo pueden concentrar). La barrera se sujeta a salientes del terreno (afloramientos, tocones o árboles en pie, etc.) o a estacas (el anclaje es decisivo para la durabilidad de la estructura). Posteriormente se sella con tierra el hueco entre la superficie del terreno y la barrera (el contacto barrera-suelo es decisivo para que resulte efectiva). Puede realizarse también un pequeño surco aguas arriba de la barrera, a lo largo de toda la longitud de la misma, con objeto de incrementar su capacidad de almacenar agua y sedimentos. Finalmente puede realizarse en cada extremo de la barrera un caballón de tierra y piedras para evitar que el agua desborde por los laterales y al tiempo incrementar la capacidad de almacenamiento de la barrera.

No se han encontrado recomendaciones sobre la altura de las barreras o su longitud, pero las barreras realizadas con troncos o zanjas en EEUU presentan en su mayor parte una capacidad teórica de almacenamiento de sedimentos entre 48-73 t ha⁻¹, conseguida con densidades de 46-175 troncos ha⁻¹ (Robichaud et al., 2010).

Las barreras deben distribuirse de forma escalonada, cubriendo el hueco dejado por las inmediatamente superiores y evitando ofrecerle a la escorrentía vías ininterrumpidas para el flujo. En fajinas de troncos estudiadas por Gimeno et al. (2008) en Castellón, con 40-50 fajinas ha⁻¹ y 300 m lineales ha⁻¹ se conseguía en un 70% de los casos interrumpir el recorrido del agua antes de los 25 m y en el resto el recorrido del agua sin interrupción era como máximo de 40 m.

Debe prestarse especial atención a instalar barreras en los puntos más sensibles frente a la erosión del suelo: discontinuidades del terreno que puedan concentrar escorrentía, zonas con síntomas previos de erosión, zonas problemáticas asociadas a pistas forestales, etc.

Efectividad

Según los estudios en EEUU, la efectividad de las barreras frente a la erosión se limita a las primeras precipitaciones (Robichaud et al., 2010). Estos autores apuntan además que en parte este efecto podría deberse a que la construcción de las propias barreras conlleva una cierta perturbación del suelo, que incrementa la cantidad de sedimentos fácilmente erosionables. Estos estudios también apuntan que las barreras son efectivas cuando las precipitaciones presentan baja intensidad, pero que no tienen ningún efecto en los eventos de elevada intensidad.

En definitiva, la efectividad de una barrera depende aparentemente del volumen de sedimentos que todavía es capaz de almacenar. A medida que se va colmatando va reduciéndose la cantidad de sedimentos que es capaz de retener, sin que en muchos casos llegue a llenarse más de un 60-70% de la capacidad de almacenamiento teórica (Robichaud et al., 2010).

No se conoce que se hayan estudiado en España la aplicación de las barreras contra la erosión. En toda la bibliografía revisada el objetivo prioritario era aparentemente la gestión de la madera quemada. Navarro (2005) propone usar fajinas de troncos (con varios pisos) rellenas con ramas para luchar contra la erosión, pero no hay estudios que confirmen que este tipo de actuación tenga efecto significativo. Las fajinas estudiadas por Gimeno et al. (2008) en Castellón se realizaron con criterios semejantes a los de Navarro (2005), sin sellar el hueco entre el suelo y el tronco.

Fernández et al. (2011) realizaron en Galicia cordones de ramas en curvas de nivel, anclados al suelo pero permeables, continuos y con una separación de 10 m de cordón a cordón, de manera que el conjunto cubría un 6% de la superficie total. No encontraron ningún efecto significativo sobre la tasa de erosión durante el primer año tras el incendio, en una zona con pérdidas de suelo de 35 t ha⁻¹ año⁻¹.

Finalmente, Copano et al (2007) propone utilizar barreras de rollizos de madera de 7-10 cm de diámetro, a densidades de 570 barreras ha⁻¹ y 2300 m lineales ha⁻¹, rellenas aguas arriba con tierra para realizar plantaciones en pendientes mayores del 50%.



Figura 3. Barrera contra la erosión

Albarradas

Se ha denominado albarradas a las estructuras transversales de corrección de los canales que concentran el flujo de agua de la ladera: vaguadas, regueros, cárcavas, etc. (red de drenaje secundaria). No se consideran aquí las estructuras de corrección de los cauces torrenciales y ramblas (red de drenaje principal), que requieren obras de mayor entidad como diques. Estos últimos pueden consultarse en el Inventario de tecnologías disponibles en España para la lucha contra la desertificación².

En laderas afectadas por un incendio se incrementan las posibilidades de que la escorrentía alcance la red de drenaje superficial y la sección de salida de la cuenca. La construcción de barreras transversales a los canales que concentran el flujo en ladera y el escalonamiento de la pendiente pueden frenar la escorrentía y favorecer el depósito de los sedimentos más gruesos. Además estas estructuras reducen la exportación de sedimentos fuera de la ladera, fomentan la infiltración de agua y reducen daños a infraestructuras y valores naturales aguas abajo.

Por otro lado, el depósito de suelo y cenizas puede crear una “isla de fertilidad” aprovechable para repoblación después de la colmatación.

²http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/desertificacion-y-restauracion-forestal/lucha-contra-la-desertificacion/lch_inventario_tec.aspx

Áreas prioritarias / condiciones para la aplicación

- Esta actuación debería situarse en laderas que cumplan los siguientes requisitos:
- Muestran signos de actividad erosiva previa al incendio, y
- El flujo de escorrentía cruza infraestructuras que no cuentan con estructuras de drenaje adecuadas, o bien se encuentran aguas arriba de valores naturales, sociales o económicos relevantes a los que la producción de sedimentos post-incendio puede poner en riesgo
- Materiales

Se han propuesto diversas tipologías constructivas:

- Empalizada de troncos talados, anclada a estructuras naturales o con estacas (Ruiz y Luque 2010).
- Murete (balate) de piedra en seco, mampostería hidráulica o pequeños gaviones (por ejemplo 2 x 1 x 1 m), siempre que haya piedra disponible en las cercanías.
- Barrera de mallazo y geotextil anclada con estacas (De la Fuente & Blond 2010).
- Empalizada de balas de paja, anclada con estacas (Napper, 2006).
- Tardío & Caballero (2008) diseñaron diques mixtos de mampostería y restos selvícolas, formados por dos empalizadas de troncos ancladas por estacas. Troncos y estacas se entrelazan con cuerda, que también se usa para anclar las empalizadas a estructuras naturales. Entre ambas empalizadas se rellena con restos selvícolas. Aguas arriba y abajo se estabiliza la estructura con taludes de piedra 2:1. Ver la Ficha del Inventario de Tecnologías: "Diseño de obras transversales: diques mixtos de mampostería y biomasa residual".



Figura 4. Tratamiento de madera quemada en el cauce y laderas de un pequeño barranco.

Ejecución

Los elementos de la empalizada deben anclarse bien entre ellos y a elementos naturales, para lo cual se puede usar cuerda. Es importante el acabado de la base de la empalizada, para evitar que el agua se filtre por debajo y descalce las estacas, así como la unión con las paredes del canal. Debe construirse un aliviadero, para evitar el desbordamiento incontrolado.

Aguas arriba, la albarrada puede rellenarse parcialmente con tierra, piedras o ramas para evitar los daños causados por elementos gruesos arrastrados por la escorrentía. La albarrada también puede reforzarse aguas abajo con piedras gruesas o con troncos, en caso de que por ella misma no sea capaz de sostener el peso de agua y sedimentos retenidos.

Sobre suelos erosionables, debe tenerse en cuenta que el salto de agua puede intensificar la erosión en reguero aguas abajo. Para paliar este efecto, puede construirse una estructura de disipación de energía bajo el vertedero, con trozas o rocas. También puede diseñarse la actuación como un conjunto de albarradas en serie en lugar de construir una sola albarrada.

Según Napper (2006), las albarradas son más efectivas si se disponen en serie, en lugar de aisladamente. Se recomienda colocar la primera en un punto todavía no alcanzado por la erosión remontante, donde el fondo del cauce todavía es estable. Los siguientes (aguas abajo) se pueden disponer de manera que la base del primero se encuentre a la altura del aliviadero del siguiente (siempre que las pendientes no sean muy fuertes). Es recomendable buscar puntos con buen anclaje natural, pendientes suaves y paredes del canal estables.

Copano (2007) propone rellenar las albarradas parcialmente con tierra e implantar en ellas vegetación.

Efectividad

Napper (2006) considera que las albarradas son más efectivas en cuencas vertientes de pequeño tamaño (menores de 2 ha), en la parte alta de la cuenca y con pendientes reducidas. En cualquier caso, estos tratamientos no mantienen el suelo en su posición original dentro de la ladera, sino que simplemente evitan su exportación fuera de la cuenca vertiente.

■ OTRAS POSIBLES ACTUACIONES DE EMERGENCIA

- Fertilización (materiales orgánicos, compost de residuos sólidos urbanos): para mejorar una siembra o la regeneración natural por semilla o rebrote (Vázquez et al., 1996; Villar et al., 1998; Guerrero et al., 2001; Meyer et al., 2004)
- Acotado al pastoreo/fauna salvaje.
- Recepe de *Quercus* (Cardillo y Bernal, 2003; Gil Guzmán, 2006).
- Reconstrucción de muretes en laderas abancaladas.
- Corrección de cárcavas/regueros mediante movimiento de tierras o relleno con piedras.

- Tratamiento químico de la superficie con polímeros como las poliacrilamidas (PAM). Se ha usado estos productos para evitar el sellado de suelos semiáridos (Ben-hur, 2006). Martins *et al.* (2012) aplicaron PAM en Portugal (solas, sin mezclar con mulch) con el objetivo de reducir la erosión post-incendio, pero no tuvo efecto significativo; sus conclusiones coinciden con las de Robichaud *et al.* (2010) para Estados Unidos. Darboux *et al.* (2008) sugieren usarlo en taludes y sendas combinándolo con siembras, con objeto de mejorar las condiciones de germinación y crecimiento. En el apartado 3.2 Acollado post-incendio se comenta su uso como componente de los *hidromulch*.
- Rehabilitación de pastizales.
- Escarificado de costras físicas.

Se recomienda la consulta del “Inventario de tecnologías disponibles en España para la lucha contra la desertificación”³, en el que se recogen las propuestas más recientes en cuanto a materiales y tipologías constructivas. Tanto en los temas de Obras de corrección en cauces y laderas, como en el de Estabilización de taludes, se incluyen tecnologías que pueden ser aplicables a la reducción de los procesos de erosión post-incendio, entre otras:

- Utilización de fajinadas para el control de la erosión en laderas y taludes
- Utilización de biorrollos para el control de la erosión
- Utilización de paquetes de matorral y material vivo para la reparación de depresiones y cárcavas
- Utilización de escalones de matorral para el control de la erosión en laderas y taludes
- Geoceldas para el control de la erosión y otras aplicaciones
- Mallas y redes para el control de la erosión y otras aplicaciones
- Mantas orgánicas para el control de la erosión
- Hidrosiembras para conservación de suelos
- Mulches para el control de la erosión

En Vega *et al.* (2013) se incluye una amplia relación de técnicas aplicadas en Galicia.

■ REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AVIALSA. 2007. Seguimiento de la reforestación aérea Monte de “La Pea”. Fase II. Mayo 2007. Conselleria de Territori i Habitatge.

Badia D., Martí C., 2000. Seeding and mulching treatments as conservation measures of two burned soils in the central Ebro valley, NE Spain. *Arid Soil Res Rehab* 14: 219-232.

Bautista S., Bellot J., Vallejo V. R., 1996. Mulching treatment for post-fire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Res Rehab* 10: 235-242.

Bautista S., Abad N., Llovet J., Bladé C., Ferran A., Ponce J. M., Caturla 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: Vallejo V. R. (ed.) *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*, pp. 395-434. Fundación CEAM, Valencia.

³ http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/desertificacion-y-restauracion-forestal/lucha-contra-la-desertificacion/lch_inventario_tec.aspx

Bautista S., Robichaud P. R., Bladé C., 2009. Post-fire mulching. En: Cerdà A, Robichaud P R.eds. Fire effects on soil and restoration strategies pp. 353-372. Land Reconstruction and Management, vol. 5. Science Publishers, Enfield (US).

Ben-Hur M. 2006. Using synthetic polymers as soil conditioners to control runoff and soil loss in arid regions – A review. Austr J Soil Res 44: 191-204.

Beyers J L. 2009. Non-native and native seeding. En: Cerdà A., Robichaud P. R. (eds.) Fire effects on soil and restoration strategies, pp. 321-336. Land Reconstruction and Management, vol. 5. Science Publishers, Enfield (US).

Cardillo E., Bernal C. J., 2003. Recomendaciones selvícolas para alcornocales afectados por el fuego. IPROCOR, Junta de Extremadura. Mérida.

Cabrera J., León F. J., Badía D., Martí C., Echeverría M. T. 2010. El acolchado y la siembra de herbáceas como práctica de control de la erosión post-incendio en los montes de Castejón. Zaragoza. En: Díaz Raviña M., Benito E., Carballas T., Fontúrbel M. T., Vega J. A. eds. Jornadas Internacionales: Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales FUEGORED 2010, pp. 119-122. Santiago de Compostela.

Copano González de Heredia C. 2007. Restauración de zonas quemadas. 4ª Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales WILDFIRE 2007. Sevilla.

Darboux F, Robin J-G, Fox D. 2008. Evaluation of two soil conditioners for limiting post-fire soil erosion as part of a soil conservation strategy. Soil Use Manag 24: 366-372.

De la Fuente J., Blond A. 2010. Gestión forestal de zonas quemadas tras la oleada de incendios de 2006 en la provincia de Pontevedra. En: Díaz Raviña M., Benito E., Carballas T., Fontúrbel M. T., Vega J. A. eds. Jornadas Internacionales: Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales FUEGORED 2010, pp. 65-83. Santiago de Compostela.

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.

Fernández C., Vega J. A., Jiménez E., Fontúrbel T. 2011. Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia. NW Spain. Int J. Wildland Fire 20: 104-114.

Fernández C., Vega J. A., Jiménez E., Vieira D C S, Merino A., Ferreiro A., Fontúrbel T. 2012. Seeding and mulching + seeding effects on post-fire runoff, soil erosion and species diversity in Galicia. NW Spain. Land Degrad Develop 23: 150-156.

Fernández-Abascal I., Tárrega R., Luis-Calabuig E., Marcos E. 2003. Effects of sowing native herbaceous species on the post-fire recovery in a heathland. Acta Oecol 24: 131-138.

Gil Guzmán R. coord. 2006. Incendios forestales: tratamiento de superficies quemadas. Congreso Nacional del Medio Ambiente CONAMA8. Documento del grupo de trabajo 6. Disponible en: <http://www.conama8.org/modulodocumentos/documentos/GTs/GT06/GT6Doc%20FINAL.pdf>

Gimeno T., Bladé C., Kribeche H., Bautista S. 2005. Tratamientos de rehabilitación post-incendio en áreas sensibles a la degradación del suelo. IV Congreso Forestal Español, p. 284. Zaragoza.

Gimeno T., García S., Vallejo V. R. 2008. Gestión de la madera quemada en la zona afectada por el incendio de l'Alcalatén (Castelló) de agosto de 2007: noviembre de 2008. Informe técnico. Fundación CEAM

Guerrero C., Gómez I., Moral R., Mataix-Solera J., Mataix-Beneito J., Hernández T. 2001. Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Biores Technol* 76: 221-227.

Martins M. A. S., Prats S. A., Ben-Hur M., Keizer J. J. 2012. Evaluation of two emergency treatments for reducing post-fire runoff and sediment losses. *Flamma* 4 (1): 1-4.

Meyer V. F., Redente E. F., Barbarick K. A., Brobst R. B., Paschke M. W., Miller A. L. 2004. Plant and soil responses to biosolids application following forest fire. *J Environ Qual* 33: 873-881.

Montávez I., Gómez-Bellver A., Sanchis E., Fos M. 2001. Ensayo comparativo de la emergencia de una mezcla de semillas de herbáceas y arbustivas bajo distintas cubriciones. III Congreso Forestal Español, tomo 4 pp. 123-128. Granada.

Napper C. 2006. The burned area emergency response treatment catalog (BAERCAT). Technical report 0625 1801-SDTDC. USDA. Washington.

Navarro A. 2005. El empleo de fajinadas y empalizadas en la corrección hidrológica de laderas afectadas por incendios forestales. IV Congreso Forestal Español, p. 269. Zaragoza.

Oliveira G., Nunes A., Clemente A., Correia O. 2011. Testing germination of species for hydroseeding degraded Mediterranean areas. *Rest Ecol*. doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00816.x

Peppin D. L., Fulé P. Z., Sieg C. H., Beyers J. L., Hunter M. E. 2010. Post-wildfire seeding in forests of the western United States: an evidence-based review. *For Eco Manag* 260: 573-586.

Peppin D. L., Fulé P. Z., Sieg C. H., Beyers J. L., Hunter M. E., Robichaud P. R. 2011. Recent trends in post-wildfire seeding in western US forests: costs and seed mixes. *Int J Wildland Fire* 20: 702-708.

Pinaya I., Soto B., Arias M., Díaz-Fierros F. 2000. Revegetation of burnt areas: relative effectiveness of native and commercial seed mixtures. *Land Degrad Develop* 11: 93-98.

Prats S. A., MacDonald L. H., Monteiro M., Ferreira A. J. D. 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.

Robichaud P. R., Beyers J. L., Neary D. G. 2000. Evaluating the effectiveness of post-fire rehabilitation treatments. General technical report RMRS-GTR-63. USDA. Colorado.

Robichaud P. R., Ashmun L. E., Sims B. D. 2010. Post-fire treatment effectiveness for hillslope stabilization. General technical report RMRS-GTR-240. USDA. Colorado.

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. *Jornadas Internacionales: Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales FUEGORED 2010*, pp. 49-64. Santiago de Compostela.

Tardío y Caballero. 2008. Nuevo elemento para el control de la erosión en zonas afectadas por incendios. *Revista Montes* 95: 9-14

Vázquez F. J., Petrikova V., Villar M. C., Carballas T. 1996. Use of poultry manure and plant cultivation for the reclamation of burnt soils. *Biol Fertil Soils* 22: 265-271.

Vega J. A., Fernández C., Fontúrbel T., Jiménez E., Díaz-Raviña M., Martín A., Carballas T. 2010. Comparación de tratamientos de mulching y siembra de herbáceas para control de erosión tras fuego experimental en matorral de Galicia. En: Díaz Raviña M., Benito E., Carballas T., Fontúrbel M. T., Vega J. A. eds. *Jornadas Internacionales: Investigación y*

gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales FUEGORED 2010, pp. 297-300. Santiago de Compostela.

Vega, J. A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Arellano, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, M.T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A., Benito, E. 2013. Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia. Xunta de Galicia. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. INIA 139 pp. Santiago de Compostela.

Villar M C, González-Prieto S J, Carballas T.1998. Evaluation of three organic wastes for reclaiming burnt soils: improvement in the recovery of vegetation cover and soil fertility in pot experiments. *Biol Fertil Soils* 26: 122-129.

Wagenbrenner J. W., McDonald L. H., Rough D. 2006. Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrol Proc* 20: 2989-3006.

ISBN 978-84-491-1324-6



9 788449 113246



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

CENTRO DE PUBLICACIONES
Pº Infanta Isabel, 1 · 28014 Madrid