

Propuesta metodológica de zonificación de prioridades de actuación hidrológico-forestal tras incendio. Aplicación al gran incendio de Hellín (Albacete)

García Morote, F.A.^{1*}, Albert Belda, E.¹, López Serrano, F.R.¹, Martínez García, E.¹, Dadi, T.¹, Andrés Abellán, M.¹, Rubio, E.², Candel Pérez, D.¹, Lucas Borja, M.¹

¹ *Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes. Campus Universitario s/n. 02071. Albacete.*

² *Escuela Politécnica Superior (Ingeniería Industrial). Campus Universitario s/n. 02071. Albacete.*

e-mail: fcoantonio.garcia@uclm.es

Resumen

Una rápida recuperación de la cubierta protectora tras los incendios es clave para la mitigación de la degradación del suelo. En este trabajo se aplica una metodología en ArcGis® para asignar prioridades de actuación y tipos de actuaciones post-incendio, basada en la delimitación de microcuencas y la estimación de la erosión. El modelo ha sido aplicado a la zona afectada por el incendio del 2012 en Hellín (Albacete). Las microcuencas fueron delimitadas mediante el Modelo Digital de Elevaciones (MDE) y el perímetro del incendio. La cartografía de prioridad de actuaciones fue realizada mediante las pérdidas de suelo en función de tres ráster de entrada (MDE, Factor C y Factor K de la USLE), una tabla de datos del factor R y otros 2 procesos que estiman el Factor R y el Factor L-S. El modelo delimitó 397 microcuencas, con superficie media de 16.73 ± 15.89 ha (media \pm desviación estándar). La pérdidas de suelo para el total de las microcuencas resultó ser $74\,079$ t año⁻¹, equivalente a una erosión media de 13.59 ± 7.91 t ha⁻¹ año⁻¹. Del total de microcuencas, 221 (55.67%) presentaron tasas de erosión media mayores a 10 t ha⁻¹ año⁻¹. La mayor superficie de actuación en función de las prioridades correspondió a la alarmante (erosión mayor a 100 t año⁻¹). Finalmente, los tipos de actuación se eligieron en función de parámetros fisiográficos y de vegetación de las microcuencas. La metodología expuesta puede ser una herramienta de ayuda para la restauración post-incendio, haciendo más eficiente la planificación.

Palabras clave: erosión hídrica, microcuencas, *Pinus halepensis*, restauración, USLE, priorización de actuaciones.

1. Introducción

España es históricamente uno de los países mediterráneos con más alta incidencia anual de incendios forestales (Moreno *et al.*, 1998). El riesgo de degradación del suelo después de un incendio forestal está relacionado con la respuesta de la vegetación y las condiciones climáticas post-fuego, pudiendo el riesgo mantenerse durante varios años (Serrasolses *et al.*, 2004). Ciertamente preocupante es el riesgo que sufren los suelos de las zonas mediterráneas más áridas, donde los ecosistemas están sujetos a una mayor e importante estacionalidad climática (Cortina *et al.*, 2004). La pérdida de fertilidad, la productividad, y la desertificación en último término, son los efectos cuando el impacto se va tornando irreversible, especialmente en los ecosistemas forestales mediterráneos, donde las tasas de renovación del suelo son muy bajas (FAO, 1993; De Alba *et al.*, 2003).

En este escenario, las técnicas de actuación hidrológico-forestal conducentes a la corrección de los impactos generados post-incendio, pueden frenar la erosión y desacelerar el proceso de degradación actuando en vegetación, agua y suelo (Mintegui y López, 1990). La planificación de las actuaciones de restauración que contemplen el estudio de las áreas incendiadas con mayores posibilidades potenciales de degradación, permitiría una más eficaz definición de prioridades para el control de la degradación post-incendio, puesto que enfocaría los primeros trabajos a las áreas más sensibles.

La primera fase para establecer criterios de restauración hidrológico-forestal es la delimitación de las áreas concretas que pueden ser objeto de actuación, las unidades mínimas de gestión (Mintegui y López, 1990). Por ello, resulta adecuado dividir el territorio afectado en pequeñas cuencas vertientes o microcuencas (FAO, 2008). Una microcuenca es una forma ideal de terreno delimitada superiormente por los puntos de mayor cota que circunscriben un único punto de concentración. Las microcuencas son subunidades de gestión de pequeña extensión que presentan características fisiográficas más uniformes que una gran cuenca, lo que permite definir de una mejor manera las actuaciones de restauración hidrológico-forestal.

Por otra parte, es necesario definir estimadores de degradación de los suelos a gran escala, con el fin de identificar las zonas (microcuencas) de actuación prioritaria. La definición de actuaciones prioritarias puede realizarse en función del riesgo de erosión hídrica. Para evaluar el riesgo de erosión a gran escala, la metodología de cálculo de pérdidas de suelos mediante el modelo USLE (y sus modificaciones en RUSLE 3D) es ampliamente utilizada. Aunque este método sobrestima los valores de erosión (Serrasolses *et al.*, 2004), trabajando a gran escala los factores de pérdida de suelo pueden servir para obtener sin excesivos costes una estimación de la erosión hídrica.

Por ello, en este trabajo se ha aplicado una metodología en SIG para la priorización de actuaciones de restauración hidrológico-forestal post-incendio, basada en la delimitación de microcuencas y la erosión hídrica en ellas estimada. El modelo ha sido aplicado a la zona afectada por el gran incendio del verano del 2012 en el Término Municipal de Hellín (Albacete). El incendio devastó 5 451 ha en el sureste de

esta provincia, afectando fundamentalmente a las masas de *Pinus halepensis* Mill. de la Sierra de los Donceles, los pinares de carrasco más representativos del Semiárido en Castilla-La Mancha.

2. Objetivos

1. Delimitar unidades de actuación hidrológico-forestal en la zona afectada por el incendio de Hellín (Albacete) de julio de 2012, tomando como unidad de decisión la microcuenca.
2. Estimar pérdidas potenciales de suelo debidas a la erosión hídrica a nivel microcuenca, para establecer prioridades de actuación.
3. Proponer una serie de actuaciones enmarcadas dentro de las actuaciones hidrológico-forestales, para iniciar la restauración de manera planificada y actuando al nivel de microcuenca.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

La zona de estudio se localiza en la cuenca del Segura, Sierra de los Donceles, T.M. de Hellín Albacete, donde se encuentran los montes de *Pinus halepensis* Mill. más representativos del Semiárido en Castilla-La Mancha, y que fueron afectados por el gran incendio de julio de 2012 (*Fig. 1*).

Geológicamente este área pertenece a las cordilleras Prebéticas, siendo los materiales subyacentes calizas más o menos dolomitizadas, margas y arcillas del Jurásico y Neógeno (IGME, 1984). Los suelos principales según la Soil Taxonomy (USDA, 1999) corresponden a los órdenes de los Aridisoles y Entisoles. Los grupos de Aridisoles presentes son el *Calciorthid* y *Camborthid*. Los *Calciorthid* están caracterizados por presentar gran cantidad de cal, pH básico (8-9) y textura franco-arenosa. En cambio los *Camborthid* presentan una textura franco-arcillo-arenosa y un horizonte cámbico de alteración. Los Entisoles tienen un desarrollo superficial, formados sobre materiales difíciles de alterar depositados recientemente (sedimentos aluviales). El grupo presente son los *Orthents* secos (*Torriorthents*), típicos de regiones áridas con régimen tórrido. Son calcáreos y están en pendientes abruptas con vegetación escasa, tienen bajo contenido en materia orgánica, textura franco-arcillosa y pH \approx 8.

Climatológicamente, la zona de estudio se encuadra en el único sector de Castilla-La Mancha con ombroclima semiárido, con precipitaciones medias anuales inferiores a 350 mm. En la estación meteorológica del Embalse de Talave (Longitud: 1° 49' W, Latitud: 38° 30' N, Altitud: 550 m, periodo de 37 años), a unos 6 km del origen del incendio, se registra una precipitación media anual de 301.6 mm, significativamente menor a los otros climas mediterráneos templados de la provincia (MAPA,

cojar como de pinar se ven reducidas en gran medida. Los claros de pinar albergan otras especies de matorral serial, fundamentalmente la atocha (*Stipa tenacissima*) y la albaida (*Anthyllis cytisoides*).

3.2 Delimitación de microcuencas

Las microcuencas fueron delimitadas mediante un modelo de información temática en ArcGis®. Los datos de entrada fueron el Modelo Digital de Elevaciones (MDE) obtenido con las Hojas E. 1:50 000 n° 843 y 868 (CNIG, 2014), con tamaño de celda de 5 m, y el perímetro del área incendiada de la Consejería de Agricultura de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

En el procesado de datos de entrada, se hizo una preparación del MDE para la modelación hidrológica, filtrando celdas que evitarían que el flujo de escorrentía fuera continuo, generándose un modelo con “continuidad hidráulica”. Ello permitió la creación de un ráster de 5 m con la dirección de flujo, definiendo las zonas por las que discurrirían las escorrentías hacia las zonas de acumulación. Posteriormente se calculó un ráster con la acumulación del flujo, suponiendo que 8 celdas vierten a cada celda objetivo. La acumulación de flujo fue condicionada para controlar el tamaño (densidad) de la red de drenaje, ya que una red demasiado densa podría generar demasiadas subunidades de gestión de pequeño tamaño, y viceversa. El objetivo era generar unidades de gestión significativamente menores a 100 ha. Por ello, tras tanteos previos, se consideró 5 000 el mínimo de celdas en las que se produce escorrentías para que se genere un punto del cauce. Asimismo, fueron definidos en formato ráster los cauces, a partir de la dirección de flujo y del flujo acumulado condicionado, y también se controló el orden de los cauces. Finalmente, se obtuvieron los límites de las microcuencas, a través del ráster de las direcciones de flujo y el ráster de líneas de flujo condicionadas (red de drenaje de densidad adecuada). Las microcuencas fueron vectorizadas en todo el perímetro del área de estudio.

3.3 Modelo para la estimación de prioridades de actuación

La cartografía de prioridad de actuaciones fue realizada mediante un modelo que estimó la erosión hídrica en función de 4 factores inicialmente propuestos por la USLE. El modelo es un algoritmo propio implementado en ArcGis® que a partir de tres ráster de entrada (MDE, Factor C y Factor K), una tabla de datos (nube de puntos con valores del factor R) y otros 2 procesos que calculan el Factor R, y el Factor L•S (versión RUSLE 3D), estima las pérdidas de suelo para cada celda de 5 m.

El Factor C se generó a partir de una capa vectorial obtenida del Mapa Forestal de España E. 1:50.000 (MAGRAMA, 2014), asignándose el Factor C en función del estado de la vegetación previo al incendio en el caso de masa no quemada. A las zonas con masa incendiada de pinar se les adjudicó el valor de C=1. Este valor correspondería a las pérdidas de un barbecho continuo, es decir, se estiman las máxi-

mas pérdidas potenciales para un terreno sin vegetación. El valor de C en teselas con presencia de matorral de coscoja se mantuvo para el cálculo de erosión, habida cuenta de la enorme capacidad de rebrote de la coscoja tras el primer año del incendio (*Tab. 1*). Los valores C referencia fueron recopilados de diversas publicaciones (ICONA, 1982 y 1988).

Tabla 1. Correspondencias entre el uso del suelo y el Factor de Cultivo (C).

Usos del suelo	C
Matorrales de <i>Quercus coccifera</i>	0,04
Pinares de <i>Pinus halepensis</i> FCC >50%	0,2
Pinares de <i>Pinus halepensis</i> FCC <50%	0,3
Cultivos arbóreos de secano (almendros)	0,4
Improductivos y zona incendiada	1

Para determinar la erosionabilidad, se determinó el Factor K ($t\ m^2\ h\ ha^{-1}\ J^{-1}\ cm^{-1}$) digitalizando el Sistema Español de Información de Suelos. Se determinaron las equivalencias de los suelos entre la clasificación de la Soil Taxonomy (USDA, 1999) y la FAO (1988), y se determinó el factor K para cada tipo de suelo según los valores propuestos por el ICONA (1982). Estos valores se compararon y ajustaron con los rangos de K por tipo de litofacies indicados por De Simón *et al.*, (1993), para lo que se consultó el Mapa Magna E 1:50 000 (IGME, 2014) elaborándose la tabla del factor K en función de tipo de suelo y litofacies (*Tab. 2*).

Tabla 2. Factor K por tipos de suelo según la Taxonomía USDA (1999), su correspondencia con la FAO (1988), y la roca formadora.

Rocas formadoras (litofacies)	Taxonomía USDA (1999)	Taxonomía FAO (1988)	K
Rocas sedimentarias blandas: margas, calizas poco consolidadas, o areniscas	Calciorthids	Xerosol Cálculo	0.54
Rocas cuaternarias: depósitos recientes	Camborthids	Xerosol Háplico	0.79
	Torriorthents	Regosol Calcárico	0.7

Para el cálculo del factor R ($J\ cm\ m^{-2}\ h^{-1}$) fue realizado un Kriging de 5 m de lado de celda con una muestra sistemática de 113 valores de R obtenida del SIGA (2014). El Kriging es una técnica geoestadística adecuada, al poderse tratar R como una variable hipsométrica que incluye la autocorrelación (Olaya, 2012). La muestra fue calculada con la fórmula del muestreo sistemático, considerando un error máximo admitido de $0,6\ J\ cm\ m^{-2}\ hora^{-1}$, al 95% de probabilidad. La varianza fue calculada a partir de los valores de R calculados para 5 estaciones meteorológicas cercanas, y de los valores de R de las parcelas del ICONA (1988) en el ámbito de estudio (*Tab. 3*).

Tabla 3. Valores de las estaciones/parcelas del ICONA para definir la muestra para el cálculo del factor R en toda la zona incendiada.

Estación /Nº parcela ICONA	R
Embalse de Camarillas	78.82
Embalse de Talave	89.57
Hellín “C.D. Agramón”	83.04
Hellín “El Gamonal”	115.07
Hellín I.L.	89.17
Parcela n.º 7 210	81
Parcela n.º 7 221	106
Parcela n.º 7 246	92
Parcela n.º 7 247*	90

* Esta parcela se encuentra en la zona incendiada

Finalmente, se calculó el factor L•S combinadamente aplicando la ecuación desarrollada por Desmet y Govers (1996), que ha demostrado ser válida para grandes áreas utilizando SIG. Para ello se calculó en ArcGis el MDE, la dirección de flujo y el flujo acumulado (celdas que vierten a una de 5 m en la dirección de flujo), siendo aplicado finalmente el siguiente algoritmo:

$$L \cdot S = \left(\frac{F_{ac} \cdot \text{tamaño celda}}{22,13} \right)^{0,4} \cdot \left(\frac{\text{sen}(S)}{0,0896} \right)^{1,3}$$

Dónde F_{ac} es el flujo acumulado en cada celda, “tamaño celda” son 5 m, y el $\text{sen}(S)$ de la pendiente (grados sexagesimales) de la celda. El proceso de reemplazar la longitud de pendiente por un área específica refleja adecuadamente el impacto del flujo acumulado, y se elimina en cierta medida la sobreestimación del poder erosivo en las zonas más elevadas. La acumulación del flujo fue filtrada dividiéndola en dos tramos, de manera que se limitara la longitud de pendiente a no más de 150 m suponiendo que la longitud de pendiente es $L' = F_{ac} \cdot l_c$, siendo F_{ac} la acumulación de flujo (nº de celdas) y l_c el lado de celda (m).

El último de los procesos para determinar la prioridad de actuación fue el cálculo de las pérdidas de suelo (A ; t ha⁻¹ año⁻¹), multiplicando sucesivamente las capas temáticas elaboradas con resolución de 5 m.

3.4 Prioridades y propuestas de actuación

Para la determinación de las prioridades de actuación se establecieron 5 niveles en función de las pérdidas de suelo estimadas en cada microcuenca (Tab. 4).

Las actuaciones fueron distribuidas en cada unidad de gestión a partir de parámetros propios de la microcuenca, tanto fisiográficos (pendientes, orientaciones, índice de Gravelius) como de la vegetación anterior al incendio o actual, para predecir las áreas con mayor potencial vegetativo.

Tabla 4. de actuación en función de las pérdidas de suelo.

Prioridades de actuación	Pérdidas de suelo (A; t año ⁻¹)
Alarmante	$A > 100$
Muy alta	$75 < A < 100$
Alta	$50 < A < 75$
Moderada	$25 < A < 50$
Baja	$A < 25$

Para analizar las condiciones en las que se estimaron las mayores pérdidas por erosión, por encima de la tolerable ($A > 10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en función de la fisiografía de cada microcuenca, se determinaron a partir del MDE las orientaciones (exposición dominante de la microcuenca) y las pendientes, reclasificadas en 4 intervalos (<12%, 12-30%, 30-60% y >60%). Además, se calculó el índice de Gravelious (IG; mayor cercanía a la unidad indica mayor propensión a los fenómenos erosivos) como estimador de la torrencialidad específica de la microcuenca, con el objetivo de definir actuaciones prioritarias de control de las escorrentías superficiales mediante diques o albarradas. La potencialidad vegetativa o aptitud del terreno para la restauración en cada microcuenca se determinó mediante la Fcc (%) del arbolado y matorral existente previamente al incendio, calculado con el Mapa Forestal generado.

Una vez dividida la zona afectada en microcuencas y priorizadas las actuaciones en función de la pérdida de suelo, se hicieron las siguientes recomendaciones de actuación en cada una de ellas, en función de las características del terreno y del tipo de vegetación existente:

1. Albarradas (estructuras de elementos naturales, madera o piedra, en las vaguadas o canales de desagüe).
2. Diques.
3. Fajinadas y cordones (manojos de ramas o troncos entrelazados formando un cordón continuo).
4. Apeos (corta por su base, sin la eliminación del tocón, de pies muertos o en previsión que no vayan a sobrevivir, o se puedan convertir en foco de plagas y enfermedades).
5. Desbroce selectivo (en zonas donde anteriormente existía gran cantidad de cobertura de matorral, éste puede ser incipiente).
6. Repoblación, siembras e hidrosiembras (para mejorar y/o a transformar la zona tratando de crear un monte alto; las hidrosiembras se realizarían en microcuencas especialmente sensibles a la erosión en las peores exposiciones).
7. Trampas control de plagas y comederos para dispersión zoócora, en zonas con mayor afección a los rodales de pinar.

4. Resultados y discusión

Fueron delimitadas un total de 397 microcuencas (*Fig. 2*), con una dimensión

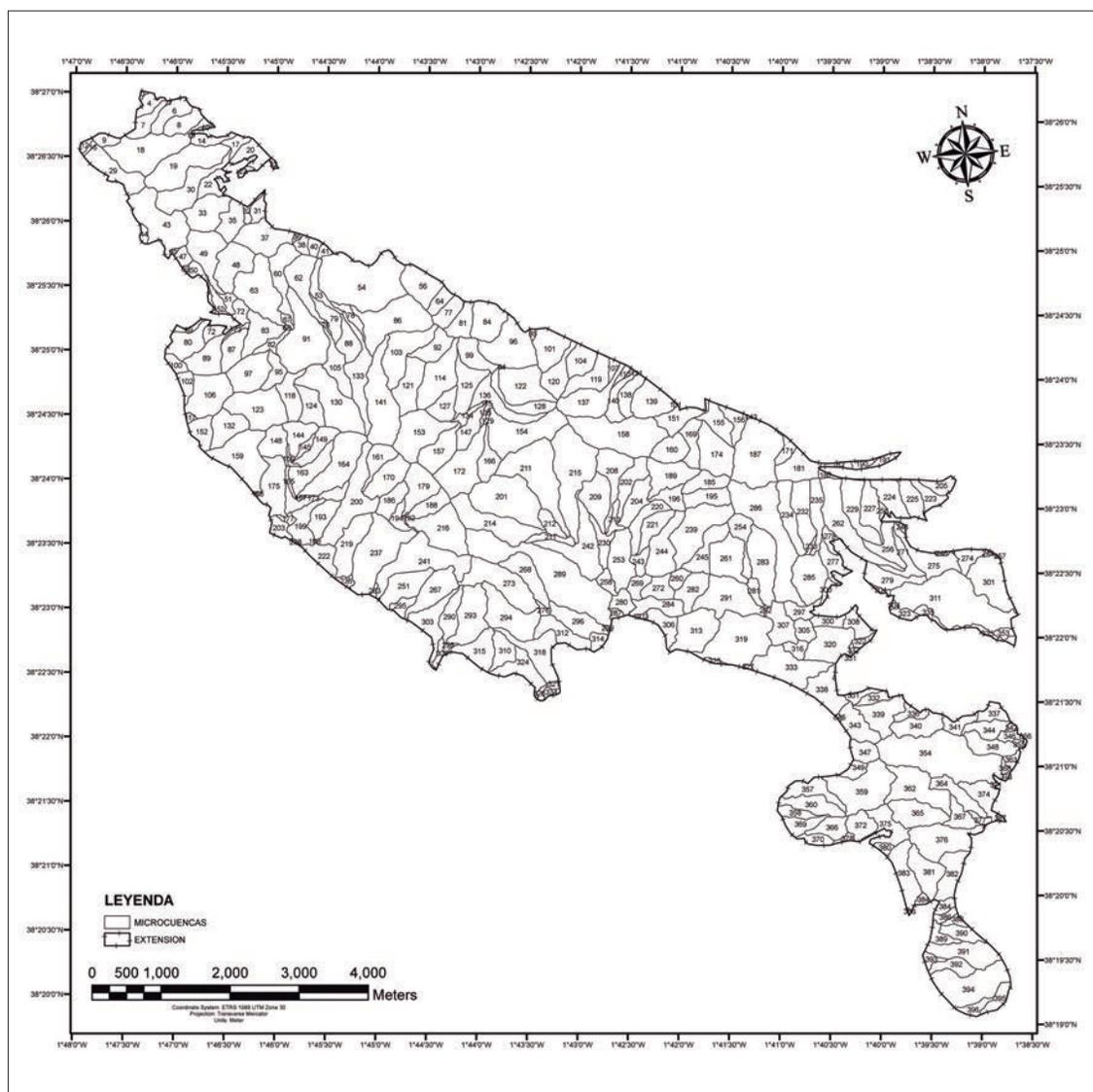


Figura 2. Mapa de delimitación de las microcuencas en la zona incendiada.

media de 16.73 ± 15.89 ha (media \pm desviación estándar) y máxima de 95.93 ha.

La distribución de frecuencias (%) por clases de tamaño reflejó que más de la mitad de las microcuencas (69.35%) resultaron con una superficie menor a 20 ha, indicador que la delimitación generó unidades de gestión homogéneas, siguiendo los requisitos establecidos para que las microcuencas fueran unidades de gestión de gran detalle y operativas.

Realizada la superposición de capas temáticas, la cartografía de salida mostró los valores de erosión a nivel celda de 5 m (Fig. 3) lo que permitió evaluar la erosión media de cada microcuenca en función de sus características fisiográficas, determinar la erosión total a nivel microcuenca, y adjudicar el tipo de actuación recomendada.

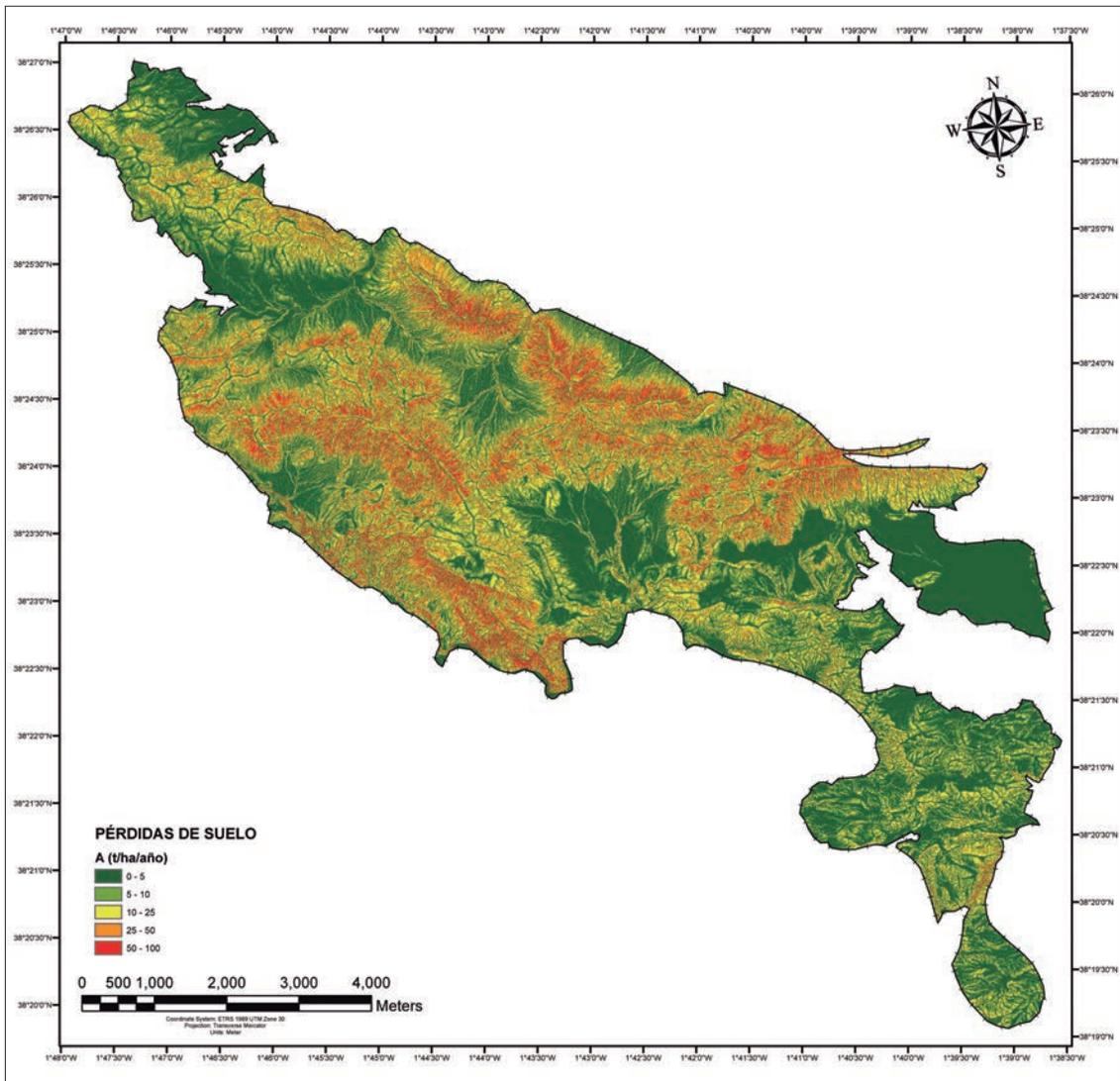


Figura 3. Mapa de erosión hídrica para la zona incendiada.

La movilización de suelo para el total de las microcuencas resultó ser $74\,079\text{ t año}^{-1}$, equivalente a una erosión media de $13.59 \pm 7.91\text{ t ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$, valor ligeramente superior a una pérdida tolerable de $10\text{ t ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$, y dentro del nivel erosivo 3 del ICONA (1988). Este valor indica una tasa media de erosión inferior a la obtenida por el Mapa de Estados Erosivos para la Cuenca del Segura (ICONA, 1988), estimada en $24.53\text{ t ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$, probablemente debido a una menor representación en la zona incendiada de terrenos margosos, ampliamente distribuidos en la Cuenca, y a la sobrestimación de las primeras estimaciones hechas con el modelo USLE en zonas forestales (Serrasolses *et al.*, 2004). No obstante, según el Inventario Nacional de Erosión de Suelos 2002-2012 para la Región de Murcia (MMA, 2003), donde se incluye la Cuenca del Segura, esta tasa media de pérdidas se correspondería con una erosión muy alta, con una vida útil del suelo inferior a 10 años, resultando un rebajamiento anual de suelo de 1.1 mm.

Del total de microcuencas, 221 (55.67%) presentaron tasas de erosión media mayores a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Este nivel de tolerancia define las unidades de gestión con mayores problemas de erosión hídrica. La erosión mayor a la tolerable se reflejó en una superficie de 3 255 ha (59.72% de la superficie total de la zona afectada). La erosión total media por microcuenca se estimó en $235.9 \pm 272.4 \text{ t año}^{-1}$, con un valor máximo de $1 463 \text{ t año}^{-1}$. La gestión implicaría controlar en casi la mitad de las microcuencas (43.7%) arrastres de suelo mayores a 200 t año^{-1} .

Los resultados también mostraron que las pendientes predominantes en las microcuencas con mayores problemas de erosión (con pérdidas de suelo medias mayores a 10 t ha año^{-1}) se encuentran mayoritariamente en el intervalo del 30-60% de pendiente (86% de casos). La orientación dominante en las microcuencas con pérdidas medias de suelo mayor a la tolerable resultó ser la Sur (975.8 ha). Ello indica que existen mayores problemas de erosión en las microcuencas ubicadas en solana o media solana, donde la vegetación arbórea de pinar desapareció prácticamente por completo tras el incendio (alta severidad).

Aunque se han calculado elevados valores potenciales de erosión, la situación post-incendio con suelo desnudo puede originar que se alcancen altas tasas de remoción de sedimentos, si además se coincide con los fenómenos de torrencialidad típicos del Semiárido (Vega, 2007; Fernández y Vega, 2011). Además, en este trabajo, se ha considerado un valor de $C=1$ para masas de *Pinus halepensis* quemadas, que aunque pudiera considerarse elevado, refleja de mejor manera las condiciones más propensas para la erosión hídrica de los suelos de pinar del Semiárido tras incendio. En efecto, algunas propiedades particulares del Semiárido, hacen que los modelos de pérdidas de suelo deban ser sometidos a modificaciones. Aunque no es una propiedad restringida exclusivamente a ellos, los territorios más secos son los más susceptibles a sufrir los efectos de la hidrofobia o repelencia al agua (Doerr *et al.*, 2000). La hidrofobia aumenta notablemente cuando el suelo ha sido sometido a elevadas temperaturas (fuego) y a un prolongado período de sequía (Contreras y Solé-Benet, 2003), propio de la estación estival del Semiárido. Entre los impactos geomorfológicos e hidrológicos asociados a la hidrofobia post-incendio destacan la reducción de la infiltración, el incremento de la escorrentía y el fomento de los procesos erosivos (Doerr *et al.*, 2000; Robichaud, 2000; Mataix-Solera y Doerr, 2004). La coincidencia a finales del periodo estival de un alto grado de hidrofobia y una menor cobertura vegetal en el pinar (alta severidad) propician una reducción de la capacidad de infiltración. El efecto de ambos factores sobre el aumento de la escorrentía se hace aún más sinérgico si le unimos la mayor ocurrencia de eventos de precipitación de carácter torrencial a finales del verano o en otoño, donde la intensidad de precipitación es superior a la capacidad de infiltración generando una mayor escorrentía. Asimismo, el tipo de fuego ocurrido (de superficie) afecta más negativamente la materia orgánica y los agregados, aumentando la erosión y retrasando la restauración de la vegetación (Mataix-Solera, 2002).

La escasa cobertura del pinar tras el incendio, y las condiciones de hidrofobia post-fuego de los suelos del Semiárido, justifican que el modelo USLE, o su factor C, deban ser corregidos para incluir adecuadamente el efecto del incendio sobre

vuelo y suelo, evitándose la subestimación de la erosión que en las áreas quemadas con alta severidad se suele producir (Fernández y Vega, 2011). Para recoger el efecto de la eliminación de la cubierta de pinar con el incendio, una primera referencia son los índices de protección de la vegetación, aplicados por el ICONA (1982) para estudiar la erosión hídrica en el Sureste español. Estos valores varían desde 1 para masas arbóreas densas, hasta 0 para terrenos desnudos o cultivos agrícolas sin prácticas de conservación, en los que la pendiente posibilita el arrastre de sedimentos. En el Mapa de Estados Erosivos de la Cuenca del Segura (ICONA, 1988) se recomienda que para bosques recién cortados o quemados, los valores de C se obtengan multiplicando por 0.7 el valor correspondiente a pastos, matorrales o arbustos. No obstante, este coeficiente pudiera minorar excesivamente el factor C. En efecto, trabajos más recientes de estimación de la erosión tras incendio (por ejemplo Nyhan

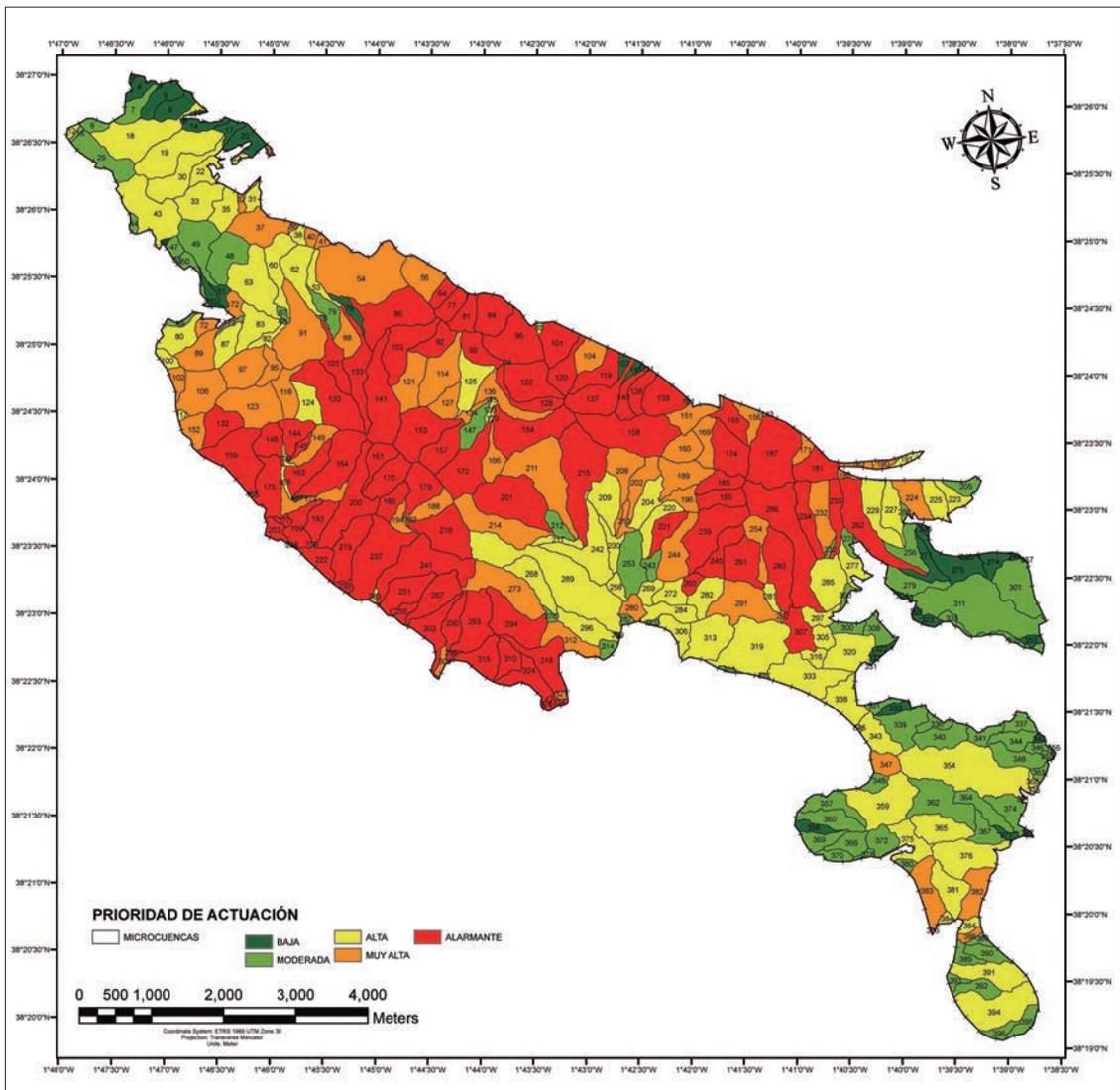


Figura 4. Mapa de prioridades de actuación.

et al., 2001) muestran que la erosión calculada con la USLE en una situación de pre-fuego debe ser corregida al alza para obtener la situación post-fuego. Estas correcciones se logran bien modificando el factor C en función de la severidad del fuego (C=1 en alta severidad), o bien multiplicando la erosión pre-fuego por un factor que incluya conjuntamente la severidad del fuego y la hidrofobia, en el caso que el suelo presente esta característica (para incendios de coníferas de alta severidad e hidrofobia en suelo, el factor corrector varía entre 1.1-2.5). Por tanto, el valor de C=1 que se propone en este trabajo integra adecuadamente el efecto del incendio en las estimaciones de la USLE en una situación de pre-fuego, y permitiría obtener valores referencia de erosión hídrica útiles para ordenar las microcuencas de acuerdo a la prioridad de actuaciones.

Una vez calculada la erosión hídrica, la mayor superficie de actuación en función de las prioridades (*Fig. 4 y 5*) correspondió con la definida como alarmante (erosión del suelo en la microcuenca mayor a 100 t año⁻¹).

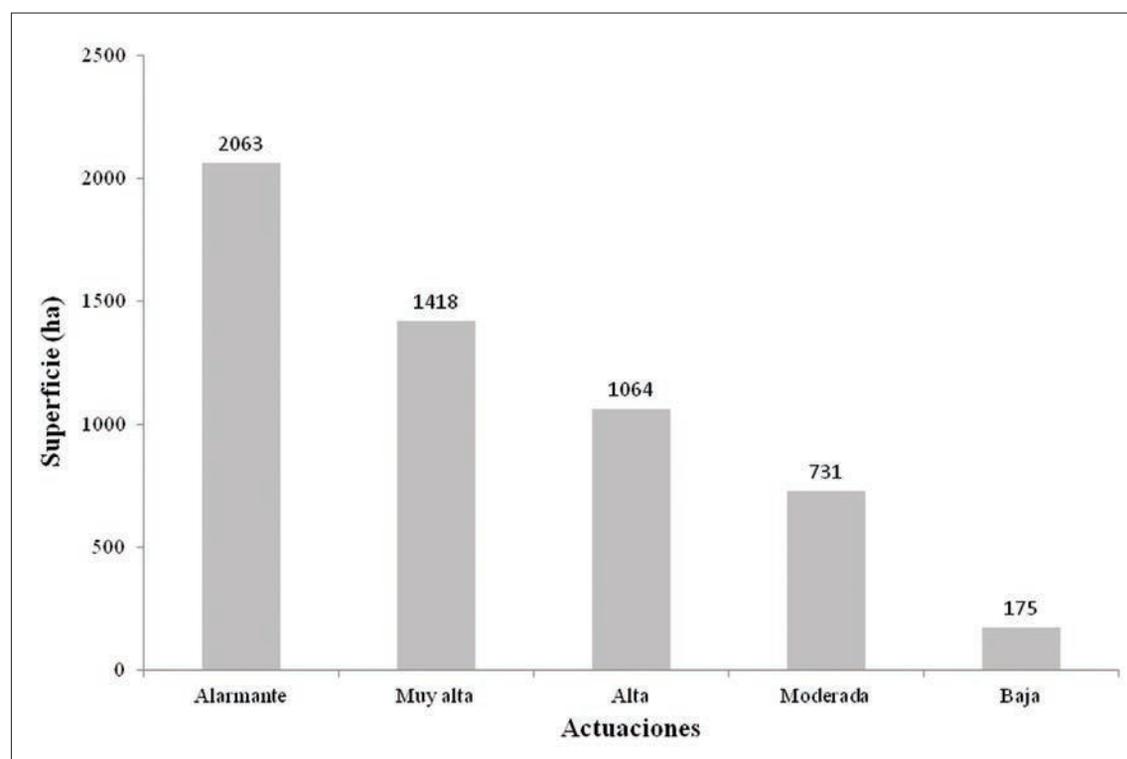


Figura 5. Superficie de microcuencas (ha) en función de la prioridad de actuación.

Los porcentajes sobre la superficie total de las prioridades de actuación fueron 37.8% para prioridad alarmante, 26.0% muy alta, 19.5% alta, 13.4% moderada y 3.2% con prioridad baja.

Finalmente, fueron asignadas las recomendaciones de actuaciones en cada microcuenca, realizándose un mapa temático para cada una (por ejemplo ver repoblaciones, *Fig. 6*).

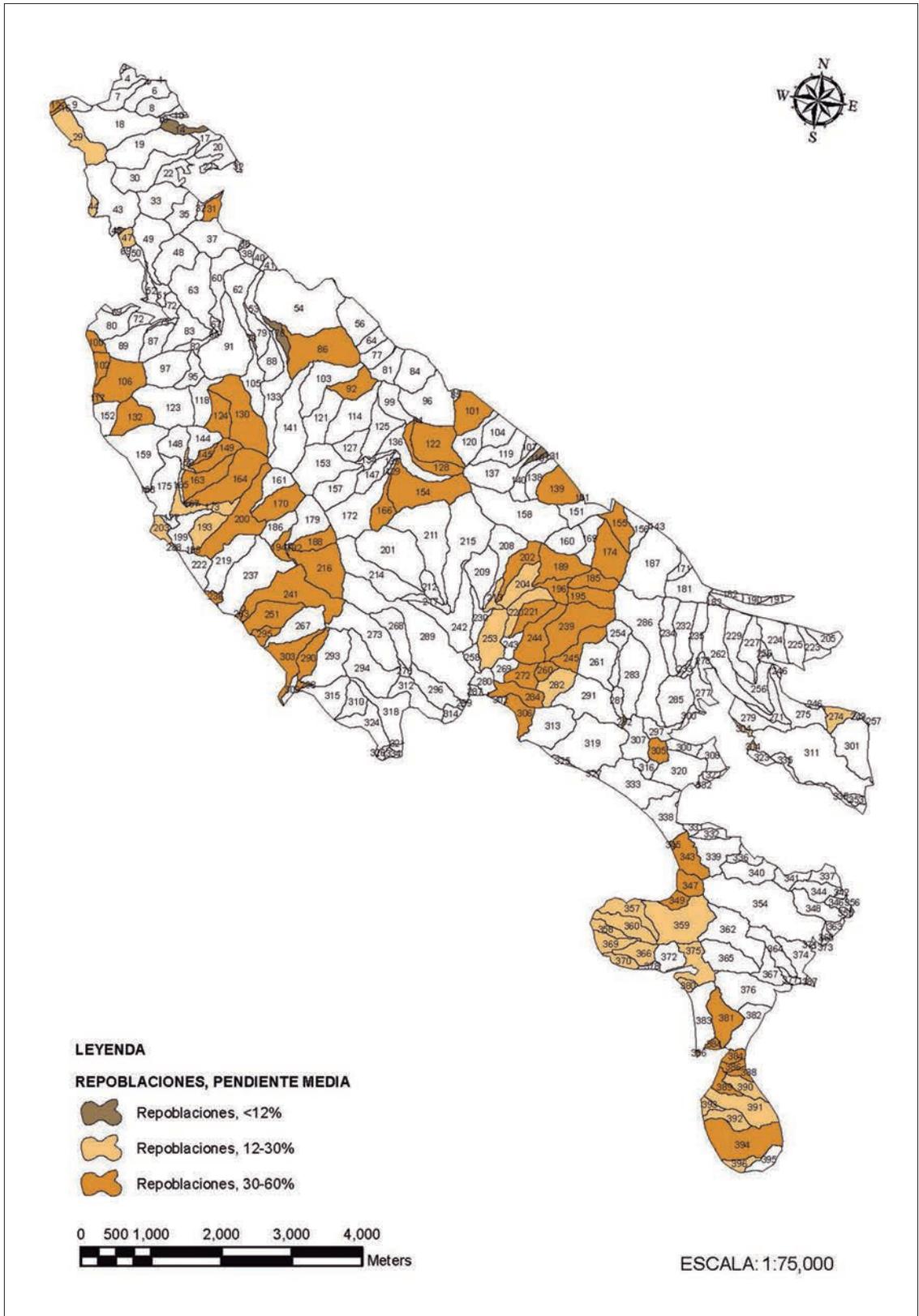


Figura 6. Mapa de actuación para las repoblaciones.

Las reglas de decisión que se utilizaron para asignar los tipos de actuación en función de los parámetros fisiográficos y de vegetación en cada microcuenca aparecen en la *Tabla 5*.

Tabla 5. Tipos de actuación en función de los parámetros fisiográficos y de vegetación de las microcuencas. Se indica además si la erosión media en la microcuenca (A , $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) es mayor a la erosión máxima tolerable (At : $10\ t\ ha^{-1}\ año^{-1}$).

Pendiente	Fcc arbórea	Orientación	Erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$)	IG	Fcc matorral	Tipos de Actuación
<12%	Cualquiera	Cualquiera	Situación más probable: $A < At$	Cualquiera	Cualquiera	Trampas control de plagas y comederos para la dispersión zoócora
						Repoblaciones, desbroces y apeos mecanizados
						Diques, albarradas, fajinadas y cordones
12-30%	Cualquiera	N, NE, NO, O y SO	Situación más probable: $A > At$	Cualquiera	Cualquiera	Repoblaciones mecanizadas en curva de nivel y aterrazado
		Cualquiera				>30%
	Cualquiera	Cualquiera	$A > At$	Cualquiera	Cualquiera	Albarradas de unos 60 cm y diques
	<30%		Situación más probable: $A > At$			Cordones buscando las zonas de menor FCC
	>20%		Fajinadas de longitud máxima 5 m			
			Apeos con extracción mediante autocargador y triturado			
30-60%	Cualquiera	N, NE, NO, O y SO	Situación más probable: $A > At$	Cualquiera	Cualquiera	Repoblaciones con ahoyado manual y aterrazado
		S, SE, SO, E y O				Hidrosiembras
		Cualquiera				>30%
	Cualquiera	Cualquiera	$A > At$	Cualquiera	Cualquiera	Albarradas de unos 40 cm y diques
	<30%		Situación más probable: $A > At$			Cordones buscando las zonas de menor pendiente
	>20%		Fajinadas de longitud máxima 3 m			
Apeos con extracción y quema de restos						
>60%	Cualquiera	S, SE, SO, E y O	Situación más probable: $A > At$	Cualquiera	Cualquiera	Hidrosiembras

5. Conclusiones

La metodología expuesta puede ser una herramienta de ayuda para planificar la restauración post-incendio en montes ubicados en zonas semiáridas. Aunque el nú-

mero de microcuencas delimitadas pudiera ser considerado elevado (397 microcuencas) ello proporciona una información de gran detalle, puesto que se puede definir en mejor forma la temporización de los distintos trabajos de restauración hidrológico-forestal a gran escala.

En medios semiáridos como el estudiado, habría que corregir al alza los valores obtenidos con la Ecuación USLE para obtener la erosión post-fuego, o bien es necesario considerar al menos un valor de $C=1$, dado que se reflejaría en mayor medida la alta severidad del fuego sobre los pinares y la posible hidrofobia de estos suelos del sureste peninsular.

Aunque este trabajo se ha realizado para ensayar una metodología general y preliminar, que permita dotar de mayor poder de decisión en poco tiempo con relación a las actuaciones de restauración post-incendio, nos sugiere la necesidad de realizar estudios más detallados sobre el estado de la vegetación quemada y del suelo tras los incendios, pues son éstos los factores que en estos ambientes semiáridos potencian la erosión hídrica, así como sus repercusiones en la movilización de sedimentos dentro de cada microcuenca, o fuera de ellas.

6. Agradecimientos

A D^a Elena Gómez, Ingeniera de Montes de la JCCM, por la información facilitada del incendio.

Este trabajo se ha realizado dentro del proyecto AGL2011-27747 FIREMED 3L: Manejo de montes mediterráneos tras incendio y cambio climático: resiliencia, y productividad a 3 escalas.

7. Bibliografía

- CNIG, 2014. Centro Nacional de Información Geográfica. <https://www.cnig.es/>. Acceso: Julio 2014.
- Contreras, S., Solé-Benet, A. Hidrofobia en suelos mediterráneos semiáridos. Implicaciones hidrológicas para una pequeña cuenca experimental en el SE Ibérico. *Rev. C. & G.* 17 (1-2), 29-45.
- Cortina, J., Bellot, J., Vilagrosa, A., Caturla, R.N., Maestre, F.T., Rubio, E., Ortíz, J., Bonet, A., 2004. Restauración en Semiárido. En Valle, V.R. y Alloza, J.A. (eds.). *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Valencia, pp. 93-131
- De Alba, S., Benito, G., Lacasta, G., Pérez González, A., 2003. Erosión hídrica en campos de agricultura extensiva de clima mediterráneo. Influencia del manejo del suelo en Castilla-La Mancha. *Edafología* 10 (3), 103-113.
- De Simón, E., Mintegui, J.A., García, J.L., Robledo, J.C., 1993. *La restauración hidrológico-forestal en las cuencas hidrográficas de la vertiente mediterránea*. Informaciones Técnicas 22/93, Junta Andalucía.

- Desmet, P. and Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *J. soil water conserve.* 51, 427-433
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P., 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Sci. Rev.*, 51, 33-65.
- FAO, 1993. *Desarrollo sostenible de tierras áridas y lucha contra la desertificación*. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Roma.
- FAO, 1988. *Soil Map of the World, Revised Legend*. World Soil Resources. Report N° 60. FAO-UNESCO-ISRIC, FAO, Rome.
- FAO, 2008. Nota Técnica 1: *La Microcuenca como ámbito de planificación de los recursos naturales*. Proyecto GCP/ELS/008/SPA de apoyo a la rehabilitación productiva y el manejo sostenible de microcuencas en municipios de Ahuachapán a consecuencia de la tormenta Stan y la erupción del volcán Llamatepec, El Salvador.
- Fernández, C., Vega, J.A., 2011. Erosión después de incendios forestales. *Boletín del CIDEU* 10, 23-36.
- ICONA, 1982. *Paisajes erosivos en el Sureste Español. Ensayo de metodología para el estudio de su cualificación y cuantificación*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Proyecto LUCDEME. Monografías ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza) n° 26, Madrid.
- ICONA, 1988. *Mapas de Estados Erosivos. Cuenca Hidrográfica del Segura*. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza), Madrid.
- IGME, 1984. *Mapa Geológico de España E 1:50.000. Hoja 843 Hellín*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.
- IGME, 2014. Mapa Magna E 1: 50 000. <http://www.igme.es/>. Acceso Julio 2014.
- MAGRAMA, 2014. Mapa Forestal de España 1:50000. http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe200_descargas.aspx. Acceso: julio 2014.
- MAPA, 1988. *Caracterización agroclimática de la provincia de Albacete*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Mataix-Solera, J., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., Moral, R., 2002. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in a Mediterranean environment. *Int. J. Wildland Fire* 11, 107-114.
- Mataix-Solera, J., Doerr, S.H., 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma* 118, 77-88.
- Mintegui, J.A. y López, F., 1990. *La Ordenación Agrohidrológica en la Planificación*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Vitoria.
- MMA, 2003. *Inventario Nacional de Erosión de Suelos 2002-2012*. Región de Murcia. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Moreno, J.M., Vázquez, A. and Vélez, R., 1998. Recent history of forest fires in Spain. In: J.M. Moreno (ed.), *Large forest fires*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 159-185.
- Nyhan, J.W., Koch, S., Balice, R., Loftin, S., 2001. Estimation of Soil Erosion in Burnt Forest Areas of the Cerro Grande Fire in Los Alamos, New Mexico. Res. Pap. *Los Alamos, NM*. U.S. Department of Energy, Ecology Group, Los Alamos National Laboratory. USA.

- Olaya, V., 2012. *Sistemas de Información Geográfica*. Tomo I. http://wiki.osgeo.org/wiki/Libro_SIG. Acceso: julio 2014.
- Rivas Martínez, S., 1987. *Memoria del Mapa de las Series de Vegetación de España 1: 400.000*. ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Robichaud, P.R. 2000. Fire effects on infiltration rates after prescribed fire in Northern Rocky Mountain forests, USA. *J. Hydrol.* 231–232, 220–229.
- Serrasolses, I., Llovet, J., y Bautista, S., 2004. Degradación y restauración de suelos forestales mediterráneos. En Valle, V.R. y Alloza, J.A. (eds.). *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Valencia, pp. 93-131.
- SIGA, 2014. Sistema de Información Geográfica de Datos Agrarios. Servicio de Información Geográfico Agrario. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente. Disponible en: <http://sig.magrama.es/siga/>. Acceso: julio 2014.
- USDA, 1999. *Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys (2ª Ed.)*. US Department of Agriculture, Soil Conservation Service. Soil Survey Staff, Washington.
- Vega, J.A., 2007. Bases ecológicas para la restauración preventiva de zonas quemadas. En *IV Conferencia internacional sobre incendios forestales, Wildfire 2007*. Thematic Session 8- Restauración de zonas quemadas, Sevilla.