

EROSION DESPUES DE INCENDIOS FORESTALES

Cristina Fernández y José A. Vega

Centro de Investigación Forestal-Lourizán.
Consellería do Medio Rural. Xunta de Galicia. Apdo. 127. 36080. Pontevedra.
e-mail:cristinafilgueira@hotmail.com

Boletín del CIDEU 10: 23-36 (2011)
ISSN 1885-5237

Resumen

El presente artículo revisa el estado de conocimiento actual sobre los principales cambios en las propiedades físicas del suelo con repercusión en los procesos erosivos. Se resumen los resultados de estudios sobre erosión post-fuego realizados en diferentes partes del mundo y se discuten brevemente los factores más influyentes en la generación de las pérdidas de suelo por erosión después del fuego. A continuación se revisan algunos de los modelos de predicción de la erosión más ampliamente utilizados e información sobre la efectividad de los principales tratamientos de emergencia en laderas para evitar o reducir las pérdidas de suelo después de incendios forestales.

Palabras clave: propiedades físicas del suelo, modelos de predicción de pérdidas de suelo, rehabilitación post-incendio.

Summary

A review of the state of the art on the main alterations in soil physical properties related with post-fire soil erosion is presented. The results of research studies on post-fire soil erosion carried out worldwide are compiled, emphasizing in the most influential factors related with soil losses. Finally, the available information on the feasibility of different soil erosion prediction models to predict soil erosion after fire and on the effectiveness of different post-fire soil stabilization treatments is summarized.

Keywords: soil physical properties, models soil erosion prediction models, post-fire soil stabilization treatments.

INTRODUCCIÓN

Los suelos son cruciales para el funcionamiento de los procesos hidrológicos. El fuego puede destruir la cubierta orgánica muerta del suelo (hojarasca + mantillo) y la vegetación, modificando las condiciones de infiltración, exponiendo el suelo al impacto de la lluvia o creando condiciones de hidrofobicidad (De Bano *et al.* 1998). La movilización de sedimentos desde las laderas provoca un impacto significativo en los ecosistemas, afectando a los ríos, lagos y zonas ripícolas lo que puede afectar a la calidad del agua además de inducir cambios en las características geomorfológicas e hidrológicas de esos sistemas y poner en riesgo su fertilidad futura (Shakesby y Doerr, 2006).

Las características históricas tales como clima pre-fuego, el tiempo desde el anterior fuego (frecuencia) e incluso las características de los fuegos previos condicionan también enormemente sus efectos ecológicos (Gill, 1975; Whelan, 1995). Son la severidad del fuego y la ocurrencia de eventos de precipitación después de éste dos de los aspectos más influyentes en la producción de escorrentía y sedimentos después de incendio.

La severidad del fuego en relación con el impacto sobre el suelo debe referirse al grado en que la cubierta orgánica del suelo y la superficie del suelo mineral son afectadas (Ryan y Noste, 1983; Ryan, 2002; Neary *et al.*, 2005). El nivel de severidad del fuego en el suelo depende, en gran medida, del tipo del suelo y del régimen térmico (temperaturas máximas alcanzadas y duración de ciertos umbrales térmicos) durante el incendio.

CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO CON REPERCUSIÓN EN LOS PROCESOS EROSIVOS

En este artículo se han considerado únicamente aquellas propiedades físicas edáficas más directamente implicadas en los procesos de escorrentía y erosión.

Estructura del suelo

En la mayoría de los suelos sus partículas están agregadas en unidades estructurales especialmente bajo la influencia de la materia orgánica y arcilla. La estructura del suelo puede ser modificada por el fuego al producirse la alteración de la materia orgánica y arcillas (Almendros *et al.*, 1984 a, b). El contenido de materia orgánica, del que depende la estructura y porosidad del suelo superficial suele verse afectado por el fuego. El contenido de materia orgánica del suelo no varía de forma apreciable hasta los 170°C, un ligero descenso se hace evidente a los 220°C mientras que a 460°C la combustión es casi total. Sin embargo, la alteración estructural de las arcillas es más infrecuente ya que, necesitan altas temperaturas (460°C-700°C) para ser modificada (Giovannini *et al.*, 1988).

Cambios en el tamaño de los agregados como consecuencia del fuego pueden hacer aumentar la capacidad de retención de agua en los suelos quemados (González-Pelayo *et al.*, 2006) y modificar la capacidad de retención de agua (pF) del suelo (Díaz-Fierros *et al.*, 1990).

Al producirse la combustión de la materia orgánica, también se producen cambios en la estabilidad de agregados al agua generalmente con acusados descensos al aumentar la severidad del incendio. Mataix-Solera *et al.*, (2002) encontraron descensos más acusados en zonas afectadas por un fuego de superficie en comparación con otra que había sufrido un incendio de copa en una masa de *Pinus halepensis* del SE de España. En suelos de *Pinus pinaster* incendiados de Galicia, Bará y Vega (1983) detectaron un aumento en la inestabilidad de agregados inmediatamente después del fuego. Este aumento fue mayor en los suelos afectados por fuegos de mayor intensidad/severidad. Sin embargo, algunos autores han encontrado ligeros aumentos de la estabilidad después de incendios de baja severidad (Ibáñez *et al.*, 1983; Díaz-Fierros *et al.*, 1987, 1990; Arcenegui *et al.*, 2008; Campo

et al., 2008). Estos aumentos se ha supuesto relacionados con el incremento de la estabilidad de la materia orgánica a baja temperatura (Almendros *et al.*, 1984a) y una mayor resistencia a la disgregación al aumentar la hidrofobicidad de los agregados (Giovannini *et al.*, 1983; Chenu *et al.*, 2000; Mataix-Solera y Doerr, 2004; Llovet *et al.*, 2008).

Textura

Las temperaturas elevadas pueden alterar la textura del suelo superficial. Una temperatura superior a los 220°C provoca un aumento significativo de la fracción de tamaño arena, mientras que las de tamaño menor, limo y arcilla descienden. En suelos con mayor contenido inicial de arcilla esos cambios son más pronunciados y se relacionan con la fusión de las partículas de arcilla en otras del tamaño de la arena, probablemente debido a la calcinación de silicatos de Fe y Al (Almendros *et al.*, 1984 a b; Giovannini, 1994). Aunque también se han observado descensos en el nivel de arcilla en suelos de textura franco arenosa (Bará y Vega, 1983).

Repelencia al agua

Aunque la repelencia al agua es natural en algunos suelos, en algunos casos el fuego puede inducir repelencia o aumentar o eliminar la existente dependiendo de la cantidad y tipo de combustible consumido y de las temperaturas alcanzadas en el suelo. Este fenómeno puede reducir apreciablemente la capacidad de infiltración del suelo, aumentando la escorrentía superficial y haciéndolo más sensible a las pérdidas por erosión.

El calentamiento del suelo hasta 175°C tiene poca repercusión sobre la repelencia,

entre 175-200 °C la repelencia aumenta considerablemente, destruyéndose entre 280-400 °C (p. ej. De Bano y Krammes, 1966; De Bano *et al.*, 1970; Savage, 1974; Robichaud and Hungerford, 2000; Doerr *et al.*, 2004; García-Corona *et al.*, 2004). La aparición de este fenómeno es más probable en suelos de textura gruesa, y su presencia suele limitarse a los primeros centímetros del suelo mineral.

La severidad y persistencia de la repelencia inducida por el fuego puede variar desde días hasta años (Dyrness, 1976; Doerr *et al.*, 2000; Mac Donald y Huffman, 2004) aunque se ha detectado que la repelencia decae más rápidamente que las pérdidas de suelo por erosión, sugiriendo que su contribución al aumento por erosión y escorrentía es menor que lo que se suponía inicialmente (Larsen *et al.*, 2009).

CUANTIFICACIÓN DE LAS PÉRDIDAS DE SUELO POR EROSIÓN DESPUÉS DE INCENDIO

El proceso erosivo está determinado inicialmente por la capacidad de la lluvia para movilizar partículas sólidas por salpicadura y a continuación por la capacidad de transporte de la escorrentía superficial para transportar los sedimentos movilizados por la acción de la lluvia y de la propia escorrentía. Los aumentos de escorrentía superficial facilitan la erosión de la ceniza y de los horizontes orgánicos superficiales del suelo, ricos en nutrientes y, en su caso, también la pérdida de suelo mineral.

En la Tabla 1 se resumen los resultados de una serie de investigaciones sobre erosión después de incendio en diferentes partes del mundo.

Tabla 1. Cantidades de suelo perdidas por erosión durante el primer año después de incendio.

PAIS	PRECIPITACIÓN (mm)	EROSIÓN (t/ha/año)	AUTOR
USA (Idaho)	---	5,7	Noble y Lundeen (1971)
USA (Idaho)	---	120	Megahan y Molitor (1975)
USA (Arizona)	737	4,3	Campbell <i>et al.</i> (1977)
USA (Washington)	580	1,4-3,8	Helvey (1980)
USA (California)	559	19,1	Wells (1981)
Australia	700	2,5-8,0	Blong <i>et al.</i> (1982)
España (Galicia)	1400	1-90	Díaz-Fierros <i>et al.</i> (1982)
España (Galicia)	2000	1,5-21,7	Vega <i>et al.</i> (1982)
Australia	17 (50 mm/h)	22	Leitch <i>et al.</i> (1983)
España (Levante)	---	16-76	San Roque <i>et al.</i> (1985)
Sur África	1500	10-26	Scott y Van Wyk (1990)
España (Levante)	459	5,7	Mangas <i>et al.</i> (1992)
España (Cataluña)	675	3,0	Marqués y Mora (1992)
España (Cataluña)	625	0,16	Soler y Sala (1992)
España (Levante)	---	1,1	Bautista <i>et al.</i> (1996)
USA	---	0,1-3,6	Radek (1996)
Israel	700	0,9-3,7	Inbar <i>et al.</i> (1997)
SurAfrica	1296	10-26	Scott <i>et al.</i> (1998)
USA (Oregón)	---	1,1-2,5	Robichaud y Brown (1999)
España (Levante)	550	0,20-0,40	Andreu <i>et al.</i> (2001)
USA (California)	---	55,3	Wohlgemuth (2001)
USA (Colorado)	440	68	Moody y Martin (2001)
N-Centro Portugal	800	27-104	Shakesby <i>et al.</i> (2002)
USA (Colorado)	115-250	0,1-10	Benavides-Solorio y McDonald (2005)
USA (Colorado)	160	6,2	Wagenbrenner <i>et al.</i> (2006)
España (Galicia)	680	0,03	Fernández <i>et al.</i> (2007)
USA (Montana)	50-64	0,01-38,3	Spigel y Robichaud (2007)
España (Galicia)	1520	35	Fernández <i>et al.</i> (2011)

Los resultados de la Tabla 1 muestran la alta variabilidad, en función de las características del sitio (tipo de suelo, régimen de precipitaciones) y del fuego, en la producción de sedimentos tras incendio. El porcentaje de suelo desnudo es la variable más influyente en la aceleración de las pérdidas de suelo por erosión después de incendio (p. ej. Benavides-Solorio and MacDonald, 2005; Vega *et al.*, 2005; Fernández *et al.*, 2006, Wagenbrenner *et al.*, 2006; Fernández *et al.*, 2007).

De esta manera, MacDonald y Robichaud (2008) establecieron unos umbrales de erosión en función del porcentaje de suelo desnudo después de revisar la erosión producida tras incendio en Estados Unidos, estos autores señalaron que la erosión era baja cuando el porcentaje de suelo desnudo era menor del 35-40%, variable cuando estaba comprendido entre 35-60% y siempre alta cuando ese porcentaje superaba el 60%. Muchos estudios han destacado la importancia de las hojas caídas desde el arbolado

chamuscado (Megahan y Molitor, 1975; Wells *et al.*, 1979; Vega *et al.*, 1982; Shakesby *et al.*, 1993; Prosser y Williams, 1998; Neary *et al.*, 2005) para reducir la erosión post-incendio cuando el suelo está desprotegido.

Por otro lado, la intensidad de la lluvia es el parámetro más importante en la generación de las pérdidas de suelo por erosión después de la cobertura orgánica del suelo (p. ej. Moody y Martin, 2001; Fernández *et al.*, 2004; Vega *et al.*, 2005; Campo *et al.*, 2006; Spigel y Robichaud, 2007; Robichaud *et al.*, 2008a y b), aunque hay otros factores que también pueden influir como son la pendiente y la orientación de la ladera, así como la profundidad de suelo o clima (Marqués y Mora, 1992; Andreu *et al.*, 2001).

Un ejemplo de la influencia de la intensidad de la lluvia sobre la aceleración de las pérdidas de suelo por erosión puede observarse en la Figura 1.

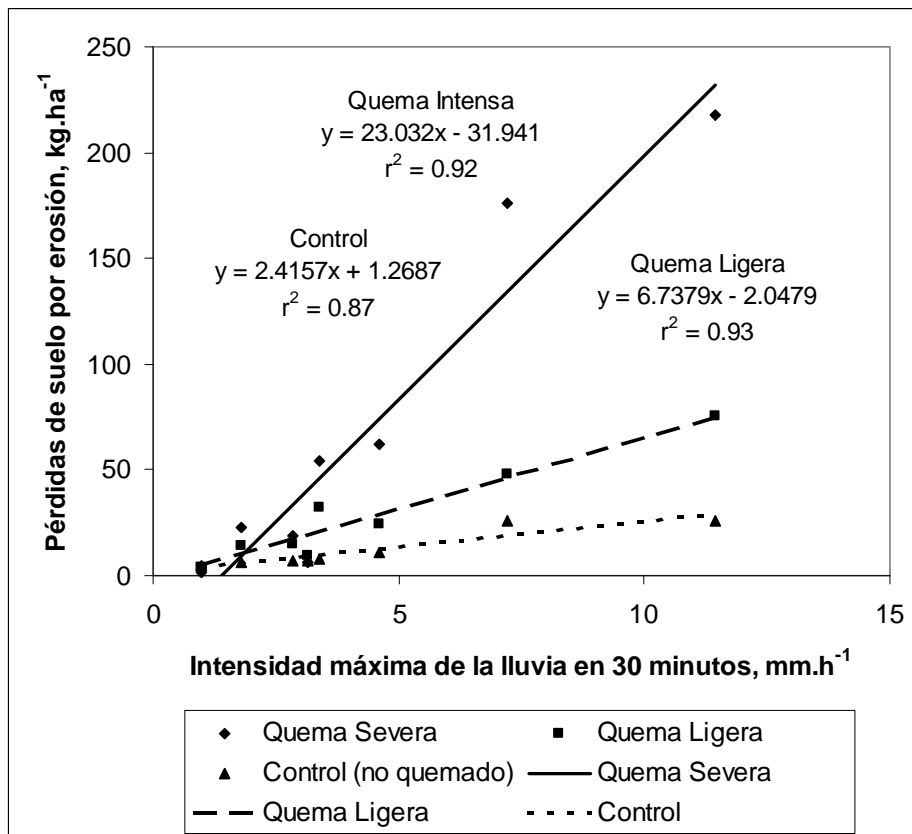


Figura 1. Relación entre la erosión de suelo y la intensidad máxima de la lluvia en 30 minutos durante el primer año después de la ejecución de quemas prescritas en un área de *Ulex europaeus* en Galicia (Vega *et al.*, 2005).

El tiempo de recuperación de los niveles de erosión pre-incendio resulta difícil de predecir. Así, Inbar *et al.* (1998) sugieren un período de 5-10 años después del fuego en áreas mediterráneas de Israel, y Moody y Martín (2001) proponen un período similar entre 3-9 años en Colorado (USA). Robichaud y Brown (1999) encontraron que la erosión desciende un orden de magnitud por año no detectando pérdidas de suelo apreciables el cuarto año después del incendio, cifras similares a las sugeridas por Brown (1972) en Australia. Sin embargo, Fernández *et al.* (2011) midieron bajos niveles de erosión durante el segundo año post-incendio en Galicia.

El tiempo de recuperación puede depender de la severidad del incendio. De Bano *et al.* (1996) midieron niveles normales de pérdidas de suelo a los tres años de un fuego de baja severidad, mientras que áreas quemadas con moderada y alta severidad tardaron entre 7 y 14 años en recuperarse.

En ocasiones la pauta de descenso puede verse alterada debido a una irregular distribución de la precipitación, y el pico de erosión aparece retrasado en el tiempo (Cerdá, 1998).

MODELOS DE PREDICCIÓN DE LA EROSIÓN POST-FUEGO.

La gestión y planificación de las actuaciones en zonas incendiadas para proteger al suelo de la erosión hace necesario en muchas ocasiones tomar decisiones con rapidez y con un nivel de información limitado. En este sentido, el empleo de modelos para predecir la escorrentía y erosión después del fuego puede resultar muy útil para esa tarea.

La Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (USLE) (Wischmeier y Smith, 1978) es un modelo empírico ya clásico desarrollado para suelos agrícolas en el Centro y Este de los Estados Unidos que ha sido y es ampliamente utilizado en tareas de planificación y de evaluación de riesgos erosivos en todo el mundo. La USLE predice la erosión media anual a escala de ladera y tiene en cuenta la erosividad de la lluvia, la ero-

dibilidad del suelo, la longitud y pendiente de la ladera, la cubierta y las prácticas de conservación. Aunque inicialmente desarrollada para suelos agrícolas, fue desde el principio empleada como herramienta predictora también en suelos forestales y nuevos experimentos permitieron afinar mejor los factores de cubierta y prácticas de conservación.

La erodibilidad del suelo y la cubierta vegetal pueden cambiar drásticamente después de incendio (Vega *et al.*, 1982; Díaz-Fierros *et al.*, 1987) y eso producir desajustes muy apreciables entre las estimaciones y los valores observados de erosión en sitios quemados. La modificación introducida por Dissmeyer y Foster (1981) en el factor que tiene en cuenta la cubierta vegetal supuso una mejora apreciable en la capacidad de predicción del modelo para los suelos forestales y también para lugares incendiados.

La Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo revisada o RUSLE (Renard *et al.*, 1997) es una versión actualizada de la USLE: RUSLE, dispone de algoritmos para calcular combinadamente el factor LS para formas de ladera complejas. Aunque no ha sido ampliamente testada, la RUSLE parece funcionar para predecir bien los valores promedio de erosión en áreas forestales (Elliott *et al.*, 2000; Ryan y Elliott, 2005; Larsen y MacDonald, 2007; MacDonald y Robichaud, 2008) aunque subestima la erosión obtenida en áreas quemadas con alta severidad (Larsen y MacDonald, 2007). Fernández *et al.* (2010) encontraron que el modelo RUSLE sobreestimaba notablemente la erosión para valores altos de ésta al predecir la cantidad de suelo perdida por erosión en áreas afectadas por el fuego con distinta severidad en Galicia. No obstante, incluso en este último caso RUSLE ofrece una gradación de los efectos que resulta muy útil para delimitar las áreas potencialmente más vulnerables.

El modelo de Morgan-Morgan-Finney revisado (Morgan, 2001) es también un modelo empírico para predecir tasas de erosión anuales. Tiene en cuenta datos de precipitación, vegetación, cobertura, humedad y

ciertos parámetros físicos y de erodibilidad del suelo. Keizer *et al.* (2008) y Fernández *et al.* (2010) obtuvieron buenos resultados para predecir las pérdidas de suelo por erosión tras incendio.

El modelo WEPP (Flanagan y Livingston, 1995) es un modelo complejo que proporciona estimaciones de erosión considerando condiciones específicas de suelo, clima, cobertura del suelo y topografía. El modelo WEPP simula las condiciones que influyen en la erosión hídrica, como la cubierta vegetal, la acumulación de residuos y el balance de humedad de suelo diario. Para cada día con un evento de lluvia, WEPP calcula la infiltración, escorrentía, y la disgregación, transporte, depósito y cantidad de suelo perdido. Soto y Díaz-Fierros (1998) encontraron buenas predicciones de este modelo para la erosión medida después de quemar en una zona de matorral de Galicia.

El modelo WEPP puede utilizarse en condiciones muy variadas, lo que requiere el conocimiento de muchas variables por lo que en la práctica limita su utilización. Para simplificar su uso en condiciones forestales, Elliott *et al.* (2001) desarrollaron varias aplicaciones disponibles en Internet (<http://forest.moscowfsl.wsu.edu/fswepp>).

Una de ellas es "Disturbed WEPP" que permite al usuario seleccionar entre un conjunto de condiciones de vegetación que describen la severidad del suelo y condiciones de recuperación. Disturbed WEPP modifica tanto las propiedades del suelo y de la vegetación cuando se selecciona un determinado tratamiento y tiene acceso a una base de datos de más de 2.600 estaciones meteorológicas en los Estados Unidos. Dispone también de análisis probabilístico que proporciona al usuario una indicación de la probabilidad asociada con un determinado nivel de erosión. La validación de este modelo con datos obtenidos en campo muestra una tendencia similar a la observada con RUSLE, es decir, puede funcionar bien para predecir la producción de sedimentos promedio para una determinada severidad de incendio (Larsen y MacDonald, 2007; MacDonald y Robichaud, 2008)

aunque subestima los grandes eventos de erosión.

Disturbed WEPP predice tasas medias de erosión anuales y no tiene en cuenta la variabilidad temporal y espacial de los efectos del fuego y de los procesos erosivos. Por ello se ha desarrollado una aplicación en Internet llamada ERMit (se puede ejecutar en <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/fswepp>). ERMit (Robichaud *et al.*, 2007) proporciona una distribución de los eventos de la erosión producida por episodios de lluvia y la probabilidad de exceder esos valores. ERMit usa la tecnología del modelo WEPP para predecir la erosión en términos probabilísticos en zonas quemadas, con aplicación o no de tratamientos de rehabilitación del suelo. Además, predice la erosión generada en laderas tratadas con siembra, mulch de paja y fajnadas.

La validación efectuada hasta ahora de ERMit muestra que aunque subestima la erosión producida en laderas no tratadas o sembradas, parece trabajar bien para predecir los sedimentos de laderas tratadas con mulch de paja (MacDonald y Robichaud, 2008). La mayor limitación para su uso fuera de los Estados Unidos es la manipulación de los archivos de clima, construidos específicamente con datos meteorológicos americanos.

TÉCNICAS DE REHABILITACIÓN DE SUELOS INCENDIADOS

Las técnicas de estabilización de suelos quemados deben ser aplicadas de forma urgente después del fuego ya que la mayor parte de las pérdidas de suelo ocurren en los primeros meses después de éste. Aunque existe considerable información y experiencia técnica en tareas de rehabilitación después de grandes incendios, hasta hace relativamente poco la información relativa a la evaluación de la eficacia de esos tratamientos en la reducción de las pérdidas de suelo por erosión era escasa (Robichaud *et al.*, 2000).

La siembra de herbáceas ha sido ampliamente usada debido a su bajo coste y facilidad de aplicación. Sin embargo, algunos

estudios recientes en los Estados Unidos (Robichaud *et al.*, 2006; Wagenbrenner *et al.*, 2006; Groen y Woods, 2008) han mostrado su baja eficacia en el control de la erosión, particularmente en el primer año post-fuego cuando el riesgo es mayor debido a su incapacidad de proteger al suelo de forma inmediata. No obstante, en lugares de clima templado cuando el fuego es seguido por una serie de eventos de lluvia de intensidad suave y bien espaciados, la siembra puede ser eficaz como demuestran los resultados obtenidos por Pinaya *et al.* (2000) en Galicia.

Hay que considerar, además, que la siembra puede presentar consecuencias ecológicas negativas, al aumentar el riesgo de interferencia con la recuperación de la vegetación nativa (Keeley, 2004; Beyers, 2009; Dodson y Peterson, 2009). No obstante, esto no ocurre en todos los casos. Así, Fernández *et al.* (en prensa) no detectaron diferencias ni en la cobertura ni en la diversidad de especies entre las zonas tratadas con siembra en relación al control no tratado nueve meses después de su aplicación en una zona de matorral en Galicia.

La aplicación de mulch trata de incrementar de forma inmediata la cobertura del suelo, desprotegido después del fuego. Se han medido niveles de reducción de la erosión de entre el 87 y el 95% en diferentes estudios (Bautista *et al.*, 1996; Wagenbrenner *et al.*, 2006; Groen and Woods, 2008) después de la aplicación de mulch de paja en tasas de 2.0-2.4 Mg ha⁻¹.

Fernández *et al.* (2011) compararon la eficacia de dos tipos de mulch en la reducción de las pérdidas de suelo por erosión tras un incendio de alta severidad en 2006 en un área de matorral en Galicia. El mulch de paja aplicado a una tasa de 2 Mg ha⁻¹ consiguió cubrir el 80% del suelo mientras

que la aplicación de 4 Mg ha⁻¹ de mulch de astilla sólo proporcionó una cobertura del 45%. Como consecuencia, durante el primer año post-incendio sólo el mulch de paja redujo de manera significativa las pérdidas por erosión (66%) en comparación con una zona no tratada.

A pesar de su alta efectividad en la reducción de la erosión, las principales desventajas del mulch de paja son su alto coste y el riesgo de introducir semillas de plantas no deseadas.

Las fajinadas de troncos siguiendo curvas de nivel es un tratamiento frecuentemente usado por los servicios forestales en España y otros países. Su efectividad depende principalmente de su capacidad para retener sedimentos (Wagenbrenner *et al.*, 2006; Robichaud *et al.*, 2008 a y b; Robichaud, 2009). Fernández *et al.* (2011) no encontraron que las fajinadas construidas con matorral redujeran significativamente las pérdidas de suelo por erosión después de incendio en comparación con un suelo quemado no tratado. La mayor parte de los experimentos concluyen que esta técnica es eficaz en las primeras tormentas después de la instalación y su efectividad es mayor en las laderas planas, perdiendo eficacia en las laderas convergentes. Por otra parte, hay que considerar que su construcción requiere pericia y es fácil que se produzcan fallos en su instalación.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto RTA2007-00111-C02-01 financiado por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) del Ministerio de Ciencia e Innovación.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Almendros, G.; Polo, A.; Ibáñez, J.J.; Lobo, M.C. 1984a. Contribución al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. I *Revue de Ecologie et Biologie du Sol*. 21(1):7-20.
- Almendros, G.; Polo, A.; Lobo, M.C.; Ibáñez J.J. 1984b. Contribución al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. II Transformaciones del humus por ignición en condiciones controladas de laboratorio. *Revue de Ecologie et Biologie du Sol*. 21(2):145-160.
- Andreu, V.; Imeson, A.C.; Rubio, J.L. 2001. Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. *Catena*. 44: 69-84.
- Arcenegui, V.; Mataix-Solera, J.; Guerrero, C.; Zornoza, R.; Mataix-Beneyto, J.; García-Orenes, F. 2008. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena*. 74: 219-226.
- Bará, S.; Vega, J.A. 1983. Effects of wildfires on forest soils in the northwest of Spain. DFG Symposium Fenerökologie. *Freiburger Waldschutz Abhandlungen*. Freiburg Univ.: 181-195.
- Bautista, S.; Bellot, J.; Vallejo, V. R. 1996. Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 10: 235-242.
- Benavides-Solorio, J.; MacDonald, L H. 2005. Measurement and prediction of post-fire erosion at the hillslope scale, Colorado Front Range. *International Journal of Wildland Fire*. 14: 457-474.
- Beyers, J. 2009. Non-native and native seeding. En: *Fire effects on soils and restoration strategies* (Cerdá, A.; Robichaud, P., eds.). Science Publishers, pp. 321-336.
- Blong, R.J.; Riley, S.J.; Crozier, P.J. 1982. Sediment yield from runoff plots following bushfire near Narrabeen Lagoon, NSW. *Search*. 13: 36-38.
- Brown, J.A. 1972. Hydrologic effects of brushfire in a catchment in southern New South Wales. *Journal of Hydrology*. 15: 77-96.
- Campbell, R.E.; Baker, M.B.; Ffolliot, P F; Larson, F. R.; Avery, C.C. 1977. Wildfire effects on a ponderosa pine ecosystem: an Arizona case study. USDA Forest Service. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station Research Paper. RM 191.
- Campo, J.; Andreu, V.; Gimeno, E.; González, O.; Rubio, J. L. 2006. Occurrence of soil erosion after repeated experimental fires in a Mediterranean environment. *Geomorphology*. 82: 376-387.
- Campo, J.; Gimeno-García, E.; Andreu, V.; González-Pelayo, O.; Rubio, J. L. 2008. Aggregation of under canopy and bare soils in Mediterranean environment affected by different fire intensities. *Catena*. 74: 218-218.
- Cerdá, A. 1998. Postfire dynamics of erosional processes under mediterranean climatic conditions. *Zeitschrift für Geomorphologie*. 42:373-398.
- Chenu, C. ; Le Bissonnais, Y. ; Arrouays, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*. 64: 779-782.
- De Bano, L.F. ; Krammes, J.S. 1966. Water repellent soils and their relation to wildfire temperatures. *International Association of Hydrological Sciences*. 2: 14-19.

- De Bano, L. F.; Mann, L.D.; Hamilton, D.A. 1970. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Proceedings-Soil Science Society of America*. 34: 130-133.
- De Bano, L.F.; Ffolliott, P.F.; Baker Jr., M.B. 1996. Fire severity effects on water resources. En: *Effects of fire on Madrean Province Ecosystems-A Symposium Proceedings*. (Ffolliott, P.F.; De Bano, L.F., Baker Jr., M.B., Gottfried, G.J.; Solis-Gorza, G.; Edminster, C.B., Neary, D.G., Allen, L.S., Hamre R.H., eds.). USDA Forest Service. General Technical Report RM-289:77-84.
- De Bano, L. F.; Neary, D. G.; Ffolliott, P. F. 1998. Fire's effects on ecosystems. John Wiley and sons, New York .
- Díaz-Fierros, F.; Gil Sotres, F.; Cabaneiro, A.; Carballas, T.; Leirós, M.C.; Villar, M.C.1982. Efectos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *Anales Edafología. Agrobiología*. 41 (3-4): 627-639.
- Díaz-Fierros, F.; Benito, E.; Pérez, R., 1987. Evaluation of the U.S.L.E. for prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (NW Spain). *Catena*. 14:189-199.
- Díaz-Fierros, F.; Benito, E.; Vega, J.A.; Castelao, A.; Soto, B.; Pérez, R.; Taboada, T. 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soils from Galicia (NW Spain). En: *Fire and Ecosystem Dynamics*. (Goldammer, J.G.; Jenkins, M.J., eds.). SPB Academic Publishing: The Hague, pp. 103-116.
- Dissmeyer, G. E.; Foster, G. R. 1981. Estimating the cover management factor in the USLE for forest conditions. *Journal Soil Water Conservation*. 36(4): 235–240
- Doerr, S.H.; Shakesby, R.A.; Walsh, R.P.D. 2000. Soil water repellency, its characteristics, causes and hydro-geomorphological consequences. *Earth-Science Reviews*. 51: 33-65.
- Doerr, S.H.; Blake, W.H.; Humphreys, G.S.; Shakesby, R.A.; Stagnitti, F.; Vuurens, S.H.; Wallbrink, P. 2004. Heating effects on water repellency in Australian eucalypt forest soils and their value in estimating wildfire soil temperatures. *International Journal of Wildland Fire*.13: 157-163.
- Dodson, E. K.; Peterson, D. W. 2009. Seeding and fertilization effects on plant cover and community recovery following wildfire in the Eastern Cascade Mountains, USA. *Forest Ecology and Management*. 258: 1586-1593.
- Dyrness, C.T. 1976. Effect of wildfire on soil wettability in the High Cascade of Oregon. USDA Forest Service. Research Paper. PNW-202: 444-447.
- Elliott, W.J.; Scheele, D.L.; Hall, D.E. 2000. The Forest Service WEPP interfaces. American Society of Agricultural Engineers. Summer Meeting, 2000. Paper N°005021. St. Joseph, MI. American Society of Agricultural Engineers.
- Elliott, W.J.; Hall, D.E.; Graves, S.R. 2001. Disturbed WEPP: Forest Service interfaces for the Water Erosion Prediction Project (WEPP) computer model. (USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station: Moscow). Disponible en <http://forest.moscowfsl.wsu/fswpepp/>
- Flanagan, D. C.; Livingston, S.J. 1995. WEPP User Summary. NSERL Report No. 11, W. Lafayette, IN: National Soil Erosion Research Laboratory.
- Fernández C.; Vega, J. A.; Gras, J. M.; Fonturbel T.; Cuiñas P.; Dambrine, E.; Alonso, M. 2004. Soil erosion after Eucalyptus globulus clearcutting: differences between logging slash disposal treatments. *Forest Ecology and Management*. 195: 85-95.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Fonturbel, T.; Pérez-Gorostiaga, P.; Jiménez, E.; Pérez, J.R. 2006. Runoff and soil erosion after rainfall simulations in burned soils. En: *Proceedings of V*

- International Conference on Forest Fire Research. (Viegas, D.X., ed.). Forest Ecology and Management. 234. Supplement 1.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Fonturbel, M.T.; Pérez-Gorostiaga, P.; Jiménez, E.; Madrigal, J. 2007. Effects of wildfire, salvage logging and slash treatments on soil degradation. *Land Degradation and Development*. 18: 591-607.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; 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
- Fernández, C.; Vega, J. A.; Jiménez, E.; Fonturbel, M.T. Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *International Journal of Wildland Fire*. 20: 104-114.
- Fernández, C.; Vega, J. A.; Jiménez, E.; Vieira, D.C.S.; Merino, A.; Ferreiro, A.; Fonturbel, M.T. En prensa. Seeding and mulching + seeding effects on post-fire runoff, soil erosion and species diversity in Galicia (NW Spain). *Land Degradation and Development*.
- García-Corona, R.; Benito, E.; de Blas, E.; Varela, M.E. 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*. 13: 195-199.
- Gill. A.M. 1975. Fire and the Australian flora: a review. *Australian Forestry*. 38: 4-25.
- Giovannini, G., 1994. The effect of fire on soil quality. En: Soil erosion as a consequence of forest fires. (Sala, M.; Rubio, J.L., eds), Geoforma ed, Logroño, España, pp. 15-27.
- Giovannini, G. ; Lucchesi, S. ; Cervelli, S. 1983. Water repellent substances and aggregate stability in hydrophobic soil. *Soil Science*. 135: 110-113.
- Giovannini, G. ; Lucchesi, S. ; Giachetti M. 1988. Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*.146: 255-261.
- González-Pelayo, O.; Andreu, V.; Campo, J.; Gimeno-García, E.; Rubio, J.L. 2006. Hydrological properties of a Mediterranean soil burned with different fire intensities. *Catena*. 68: 186-193.
- Groen, A. H.; Woods, S. W. 2008. Effectiveness of aerial seeding and straw mulch for reducing post-wildfire erosion, north-western Montana, USA. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 559-571.
- Helvey, J.D., 1980. Effect of a north-central Washington wildfire on runoff and sediment production. *Water Resources Bulletin*. 16(4): 625-634.
- Ibañez, J.J.; Lobo, M.; Almendros, G.; Polo A. 1983. Impacto del fuego sobre algunos ecosistemas edáficos de clima mediterráneo continental en la zona centro de España. *Boletín de la Estación Central de Ecología*. 24: 27-42.
- Inbar, M.; Wittenberg, L.; Tamir, M. 1997. Soil erosion and forestry management after wildfire in a Mediterranean woodland, Mt. Carmel, Israel. *International Journal of Wildland Fire* 7: 285-294.
- Inbar, M.; Tamir, M.; Wittenberg, L. 1998. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology*. 24: 17-33.
- Keizer, J. J.; Nunes, J. P.; Palacios, E.; Beekman, W.; Malvar, M. C. 2008. Soil erosion modeling for two recently burnt eucalypt slopes: comparing MEFIDIS, MMF and USLE. ISCO2008, 15th Conference of the International Soil Conservation Organization. Budapest, Hungary.
- Keeley, J. E. 2004. Ecological impacts of wheat seeding after a Sierra Nevada wildfire. *International Journal of Wildland Fire*. 13: 73-78.

- Larsen, I. J.; MacDonald, L.H. 2007. Predicting post-fire sediment yields at the hillslope scale: Testing RUSLE and Disturbed WEPP. *Water Resources Research*. 43: W11412.
- Larsen, I.J.; MacDonald, L.H.; Brown, E.; Rough, D.; Welsh, M.J.; Pietraszek, J.H.; Libohova, Z.; Benavides-Solorio, J.; Schaffrath, K. 2009. Causes of post-fire runoff and erosion: water repellency, cover or soil sealing?. *Soil Science Society of America Journal*. 73: 1393-1407.
- Leitch, C.J.; Flinn, D.W.; Van de Graaf, R.H. 1983. Erosion and nutrient, loss resulting from ash Wednesday (February 1983) wildfires: a case study. *Australian Forestry*. 46(3): 173-180.
- Llovet, J.; Josa, R.; Vallejo, V.R. 2008. Thermal shock and rain effects on soil surface characteristics: A laboratory approach. *Catena*. 74: 227-234.
- MacDonald, L.H.; Huffmann, E.L. 2004. Post-fire soil water repellency: persistence and soil moisture thresholds. *Soil Science Society of America Journal*. 68: 1729-1734.
- MacDonald, L.H.; Robichaud, P. R. 2008. Post-fire erosion and the effectiveness of emergency rehabilitation treatments over time. *Stream Notes*. Stream Systems Technology Center. USDA Forest Service. January 2008.
- Mangas, V.J.; Sánchez J.R.; Ortiz, C. 1992. Effects of a fire on runoff and erosion on Mediterranean forest soils in SE Spain. *Pirineos*. 140: 37-51.
- Marqués, M.A. ; Mora, E. 1992. The influence of aspect on runoff and soil loss in a Mediterranean burnt forest (Spain). *Catena*. 19: 333-344.
- 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. *International Journal of 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.
- Megahan, W.F.; Molitor, A.C., 1975. Erosional effects of wildfire and logging in Idaho. *Water Management Symposium*. Logan. Utah, 423-444.
- Moody, J.A.; Martin, D.A. 2001. Initial hydrologic and geomorphic response following a wildfire in the Colorado Front Range. *Earth Surface Processes and Landforms*. 26: 1049-1070.
- Morgan, R.P.C. 2001. A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan–Morgan–Finney model. *Catena*. 44: 305–322.
- Neary, D. G.; Ryan, K. C.; De Bano, L.F. 2005. *Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol 4. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 250 p.
- Noble, E.L.; Lundeen, L. 1971. Analysis of rehabilitation treatment alternatives for sediment control. *Proceedings Symposium on forest land use and stream environment*. Oregon State University. School of Forestry and Department of Fisheries and Wildlife. Continuing Education Publications: 86-96.
- Pinaya, I.; Soto, B.; Arias, M.; Díaz-Fierros, F. 2000. Revegetation of burnt areas: Relative effectiveness of native and commercial seed mixtures. *Land Degradation and Development*. 11: 93-98.
- Prosser, I.P.; Williams, L. 1998. The effect of wildfire on runoff and erosion in native *Eucalyptus* forest. *Hydrological Processes*. 12: 251-265.
- Radek, K.J. 1996. Soil erosion following wildfires on the Okanogan National Forest-Initial Monitoring results. *International erosion control Association Symposium*. February 1996. Seattle, WA.

- Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; Mc Cool, D.K.; Yoder, D.C. (cords.). 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Agriculture Handbook n° 703. Washington DC. USDA, Natural Resources Conservation Service.
- Robichaud, P.R.; Brown, R.E. 1999. What happened after the smoke cleared: onsite erosion rates after wildfire in eastern Oregon. Proc. American Water Resources Association on wildland hydrology: 419-426.
- Robichaud, P.R.; Beyers, J.L.; Neary, D.G.. 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. General Technical Report. RMRS-GTR. 63. USDA Forest Service.
- Robichaud, P.R.; Hungerford, R.D. 2000. Water repellency by laboratory burning of four northern Rocky Mountain forest soils. Journal of Hydrology. 231-232:207-219.
- Robichaud, P. R.; Lillybridge, T. R.; Wagenbrenner, J. W. 2006. Effects of postfire seeding and fertilizing on hillslope erosion in north-central Washington, USA. Catena. 67: 56-67.
- Robichaud, P.R.; Elliott, W.J.; Pierson, F.B.; Hall, D.E.; Moffet, C.A.; Ashmun, L.E. 2007. Erosion Risk Management Tool (ERMiT) user manual (version 2006-01.18). General Technical Report. RMRS-GTR188. USDA Forest Service.
- Robichaud, P. R.; Pierson, F.B.; Brown R.E.; Wagenbrenner, J.W. 2008a. Measuring effectiveness of three postfire hillslope erosion barrier treatments, western Montana, USA. Hydrological Processes. 22: 159-170.
- Robichaud, P. R.; Wagenbrenner, J. W.; Brown, R. E.; Wohlgemuth, P. M.; Beyers, J. L. 2008b. Evaluating the effectiveness of contour-felled log erosion barriers as a post-fire runoff and erosion mitigation treatments in the western United States. International Journal of Wildland Fire 17: 255-273.
- Robichaud, P. 2009. Using erosion barriers for post-fire stabilization En: Fire effects on soils and restoration strategies (Cerdá, A.; Robichaud, P., eds.). Science Publishers, pp. 337-352.
- Ryan, K.C. 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. Silva Fennica. 36 (1): 13-39.
- Ryan, K. C.; Noste, N. V. 1983. Evaluating prescribed fires. Symposium and Workshop of Wilderness Fire. (Lotan, J.E.; Kilgore, B.M.; Fischer, W. C.; Mutch, R. W., Tech. Coord.) Proc. Gen. Tech. Rep. INT-182. USDA Forest Service Res. Sta.: 230-238.
- Ryan, K. ; Elliott, W.J. 2005. Fire effects and soil erosion models. En: Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol 4. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 250 p.
- San Roque, P.; Rubio, J.L.; Mansanet, J. 1985. Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). Revue de Ecologie et Biologie du Sol .22 (2): 131-147.
- Savage, S.M. 1974. Mechanism of fire-induced water repellency in soil. Soil Science Society of America Proceedings. 38: 652-657.
- Scott, D.F.; van Vyck, B. 1990. The effects of wildfire on soil wettability and hydrological behaviour of an afforested catchment. Journal of Hydrology 121 (1-4): 239-256.
- Scott, D.F.; Versfeld, D.B.; Lesch, W. 1998. Erosion and sediment yield in relation to afforestation and fire in the mountains of the Western Cape Province, South Africa. South African Geographical Journal. 80: 52-59.

- Shakesby, R.A.; Coelho, C. O.A.; Ferreira, A.D.; Terry, J.P.; Walsh, R.P.D. 1993. Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire*. 3: 95-110.
- Shakesby, R.A.; Coelho C. O.A.; Ferreira, A.D.; Walsh, R.P.D. 2002. Ground-level changes after wildfire and ploughing in eucalyptus and pine forests, Portugal: implications for soil microtopographical development and soil longevity. *Land Degradation and Development*. 13: 111-127.
- Shakesby, R.A.; Doerr, S. H. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*. 74: 269-307.
- Soler, M.; Sala, M., 1992. Effects of fire and of clearing in a Mediterranean *Quercus ilex* woodland: an experimental approach. *Catena*. 19 (3-4): 321-332.
- Soto, B.; Díaz-Fierros, F. 1998. Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub: comparison of experimental results with those predicted by the WEPP model. *Catena*. 31: 257-270.
- Spigel, K. M.; Robichaud, P. R. 2007. First year postfire erosion rates in Bitterroot National Forest, Montana. *Hydrological Processes* 21 (8): 989-997.
- Vega, J.A.; Bará, S.; Villamuera, M.A.; Alonso, M., 1982. Erosión después de un incendio forestal. *Dep. Forestal de Zonas Húmedas*. 24 pp.
- Vega, J A.; Fernández, C.; Fonturbel, T. 2005. Throughfall, runoff and soil erosion alter prescribed burning in gorse shrublands in Galicia (NW Spain). *Land Degradation and Development*. 15: 1-15.
- Wagenbrenner, J. W.; Mac Donald, L. H.; Rough, D. 2006. Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological Processes* 20: 2989-3006.
- Wells, W.G. 1981. Some effects of brushfires on erosion processes in coastal southern California. *Erosion and Sediment Transport in Pacific Rim Steeplands*, International Association of Hydrological Sciences Publication N°132. IAHS Press, Institute of Hydrology, Wallingford, UK: 305-342.
- Wells, W.G.; Campbell, R.E.; De Bano, L.F.; Lewis, C.E.; Fredriksen, R.L.; Franklin, E.C.; Frelich, R.C.; Dunn P.H. 1979. Effects of fire on soil. A state of knowledge review. National fire effects Workshop. Denver, Col. April 1978. USDA Forest. Service General Technical Report. WO-7. 34 págs.
- Whelan, R.J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press.
- Wischmeier, W. H.; Smith, D. D. 1978. Predicting rainfall-erosion losses- a guide to conservation planning. *Agriculture Handbook* . N°537. USDA. Washington, D.C; 58 pp.
- Wohlgemuth, P. M. 2001. Prescribed fire as a sediment management tool in southern California chaparral watersheds. *Proceedings 19th annual forest vegetation management conference: wildfire rehabilitation*: 41-51.