



8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya - 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



Estudio de la efectividad de tratamientos para el control de la erosión post-incendio en el SE de España

GONZÁLEZ-ROMERO J.1*, LUCAS-BORJA M.E.1, PLAZA-ALVAREZ P.1, GÓMEZ-SÁNCHEZ E.1,2, FAJARDO A.1, GONZÁLEZ-CAMUÑAS H.1, MOYA D.1, PEÑA-MOLINA E.1, FERRANDIS P.1, DE LAS HERAS J.1.

¹ Universidad de Castilla-La Mancha (UCLM), Escuela Técnica y Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes de Albacete (ETSIAM). Albacete 02071, España.

² Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (JCCM).

Resumen

Los incendios forestales han sido históricamente una perturbación natural en los ecosistemas mediterráneos. A pesar de la alta resiliencia de estos ecosistemas frente al fuego, los futuros escenarios de cambio climático pueden conllevar una mayor severidad y recurrencia de estos incendios forestales, aumentando así los procesos de erosivos y de degradación en nuestros ecosistemas. Las medidas de restauración post-incendio, buscan minimizar los impactos negativos de los incendios forestales en el área quemada, así como su rehabilitación ecológica. Entre estas medidas, los tratamientos de mitigación que buscan la estabilización del suelo, como las barreras contra la erosión o el mulching, son claves para el control de la erosión y las inundaciones. No obstante, su viabilidad económica puede ser limitada, por lo que estos tratamientos deben ser evaluados considerando sus costes y su eficacia para conseguir su objetivo. Además, existe la necesidad de evaluar nuevas técnicas, que puedan implementarse en lugares donde, debido a la escasa vegetación, no se pueden realizar algunos tratamientos tradicionales como las fajinadas con troncos quemados. Este estudio busca evaluar la efectividad de las medidas alternativas de emergencia post-incendio para el control de la erosión en una zona mediterránea semiárida.

El área de estudio está situada en el SE de España, más concretamente en Hellín (Albacete). El incendio tuvo lugar el 27 de julio de 2020 y afectó severamente a 266 ha de bosque de *Pinus halepensis*. Se midió la exportación de sedimento en 9 microcuencas ($\approx 0,5$ ha) ubicadas en el área quemada. Se crearon tres grupos de microcuencas y se aplicó aleatoriamente un tratamiento diferente a cada grupo. Los tratamientos aplicados fueron la combinación de mulch de paja (0,25 kg/m²) con acordonado de restos vegetales (P), y fajinas biodegradables prefabricadas (350 m/ha), Easy-Barriers ® (F). Las últimas tres microcuencas se designaron como control y en ellas no se actuó. A la salida de cada microcuenca se colocaron trampas de sedimentos para medir la erosión. Además, se midió la intensidad y erosividad de la lluvia con pluviómetros instalados en el campo.

Los resultados del experimento muestran que solo el tratamiento P resultó en una reducción significativa (prueba Kruskal-Wallis H) del sedimento erosionado durante los primeros 15 meses después del incendio. Para el período de estudio, se midió un promedio total de sedimentos erosionados de 9.61 y 8.41 ton/ha en las microcuencas C y F respectivamente, mientras que en las microcuencas P esta cantidad fue significativamente menor (1.43 ton/ha). La diferencia entre los dos tratamientos aplicados fue aumentando a medida que ocurrían los eventos de lluvia, debido a la ruptura de las fajinas y al transporte aguas abajo de los sedimentos que retenidos. Por lo tanto, la cantidad de sedimento medido en las microcuencas F durante el otoño del segundo año fue mayor que en las microcuencas control. De acuerdo con estos resultados, P debe ser considerado como un tratamiento efectivo para la estabilización de suelos, si bien su coste de ejecución podría ser limitante, mientras que F no tuvo el desempeño esperado. Esto subraya la necesidad de mejorar la durabilidad de las Easy-Barriers®, así como, estudiar la eficiencia de su combinación con tratamientos de mulch, ya que su uso reduce considerablemente los costes y permite a los administradores no depender de la disponibilidad de material para llevar a cabo el acordonado.

Palabras clave

Incendios forestales, restauración post-incendio, control de la erosión, Easy-Barriers, mulching.

1. Introducción

Los incendios, son una de las causas principales de degradación y erosión del suelo (Shakesby, 2011). Pese a la resiliencia frente al fuego de ecosistemas como el Mediterráneo, el cambio climático y los cambios en usos del suelo están provocando que su impacto sea cada vez mayor (Moritz et al., 2014). Tras un incendio, dependiendo de su severidad, se consume la vegetación y la materia orgánica del suelo, alterando su estructura y quedando este expuesto a los agentes ambientales (Girona-García et al., 2021). A esta mayor exposición, se une la reducción la capacidad de infiltración debido a la destrucción de los agregados del suelo que conlleva la liberación de elementos finos que colmatan los poros del suelo y al aumento de su hidrofobicidad tras el incendio (Martins et al., 2020). Estas alteraciones conllevan, por tanto, un aumento de la escorrentía superficial, así como de la erosión (Shakesby y Doerr, 2006). Los suelos proporcionan numerosos y cruciales servicios ecosistémicos (Brady et al., 2008), por lo que su protección después de los incendios forestales es vital para mantener la sostenibilidad de nuestros ecosistemas. Además, el aumento de la erosión del suelo después de los incendios forestales también puede tener consecuencias más allá del área incendiada, como inundaciones aguas debajo de esta. Las fuertes lluvias y los eventos extremos son de gran importancia para el cambio climático, la economía y la sociedad (Panagos et al., 2017). Además, los patrones de precipitaciones intensas y violentas, captados por el factor de erosividad de la precipitación, influyen en los procesos hidrológicos y erosivos, y como tales, deben ser esenciales para la definición de las prácticas de restauración post-incendio. La erosividad de la lluvia es uno de los parámetros de entrada más importantes para describir los procesos erosivos y proponer medidas de mitigación post-incendio.

Estos tratamientos de mitigación post-incendio, se dirigen principalmente a la reducción de la energía cinética de las gotas de lluvia y escorrentía, favoreciendo así la infiltración del agua y limitando la erosión y transporte de partículas del suelo (Cerdá y Robichaud, 2009). Entre estos tratamientos, podemos encontrar dos tipos principales, aquellos en los que se aplica una cubierta protectora al suelo (mulching) y aquellos en los que se construyen barreras físicas contra la erosión en las laderas. Los primeros protegen el suelo proporcionando una cubierta que reduce el impacto de las gotas de lluvia, evitando el sellado del suelo y promoviendo la infiltración, retardando así la generación de escorrentía (Fernández y Vega, 2016). Los segundos buscan reducir la velocidad de la escorrentía y reducir la longitud del flujo y el área de drenaje mediante la retención del sedimento (Robichaud et al., 2008). El mulching es una técnica ampliamente utilizada para mitigar la erosión del suelo después de un incendio debido a su rentabilidad (Robichaud et al., 2013), si bien en España no ha sido una medida demasiado extendida hasta hace pocos años. Las barreras vegetales o fajinas sí que son una actuación post-incendio que está ampliamente extendida en el mundo forestal, ya que además se trata de una medida que nos permite gestionar el combustible quemado muerto y que facilita la descomposición e incorporación de estos restos al suelo, disminuyendo la carga de combustible y aumentando los efectos beneficiosos sobre el suelo (Gómez-Sánchez et al., 2019).

Sin embargo, los estudios sobre la efectividad de estas barreras vegetales arrojan resultados contradictorios, según Robichaud et al. (2008), su impacto se reduciría a episodios de lluvia de pequeña entidad, siempre en caso de que su instalación sea correcta. También Badía et al. (2015), registró efectos escasos. Por otro lado, Gómez-Sánchez et al. (2019) concluyó que estos tratamientos favorecen la recuperación de la funcionalidad del suelo y sus propiedades. Además, la madera que queda después de un incendio forestal podría ser inexistente, escasa o no adecuada para cumplir con las funciones de control de la erosión (Albert-Belda et al., 2019). Esto unido a su coste económico, hace necesario buscar soluciones innovadoras que puedan suponer una alternativa a este tipo de tratamientos. En estos casos la aplicación de mulch, o su combinación con barreras construidas con la vegetación disponible, pueden ser una alternativa eficaz (Robichaud et al., 2010). También

recientemente, se ha desarrollado una solución innovadora, biodegradable y de bajo costo llamada Easy-Barrier ® (Bermejo- Fernández., 2016). Su aplicación se llevó en un área mediterránea de alta pendiente afectada por un incendio forestal y resultó en una disminución del caudal máximo, un retraso en el tiempo de escorrentía en la salida y sedimentación (Albert-belda et al., 2019). La durabilidad de un EB es de unos 3 años, tiempo suficiente para que la vegetación se recupere, y, en segundo lugar, que los EB son totalmente biodegradables y no necesitan clavos adicionales o alambres, como ocurre en la restauración con fajinas tradicionales.

Este estudio busca evaluar la eficiencia de dos medidas para el control de la erosión post-incendio alternativas a las fajinas tradicionales en una zona mediterránea semiárida, más concretamente en una ladera de solana. Estos dos tratamientos serán la aplicación de mulch de paja combinada con el acordonado de restos vegetales con el material presente en la ladera, y construcción de fajinas con las anteriormente mencionadas Easy-Barriers ®. Se hipotetiza que ambos tratamientos supondrán una reducción significativa de la exportación de sedimento en los primeros años post-incendio respecto de la no actuación.

2. Objetivos

El objetivo principal del presente estudio es evaluar la eficiencia de dos tratamientos de emergencia post-incendio alternativos para zonas de solana con baja densidad de vegetación arbolada, para ello se plantean los siguientes subobjetivos:

- Comparación las tasas de exportación de sedimento tras los primeros meses después del incendio en función del tratamiento aplicado.
- Estudio de la influencia de la intensidad y erosividad de la lluvia en el funcionamiento de dichos tratamientos.
- Evaluación de la efectividad de los tratamientos en función del coste de su aplicación.

3. Metodología

3.1. Zona de estudio.

La zona de estudio está situada en el municipio de Hellín provincia de Albacete, al sureste la Península Ibérica (Figura 1). Se trata de una zona encuadrada en un clima Semiárido (Allué, 1990) donde la precipitación y temperatura media anual son de 320 mm y 16°C respectivamente. Los 12 primeros meses tras el incendio, fueron muy húmedos para la zona, ya que se registraron un total de 465mm. Los materiales que conforman esta zona son calizos, como dolomías, margas y arcillas. Los suelos son pobres, con bajo contenido de materia orgánica, siendo los principales tipos inceptisoles y aridisoles (USDA, 1999).

El incendio tuvo lugar el 23 de Julio de 2020 y quemó un total de 266 ha de pinar la mayoría de ellas dentro de fincas privadas. La vegetación preponderante en la zona es un bosque abierto de *Pinus halepensis*, acompañado de un estrato arbustivo dominado por especies como *Quercus coccifera*, *Pistacia lentiscus* o *Salvia rosmarinus* y un estrato herbáceo donde encontramos principalmente *Macrochloa tenacissima*.

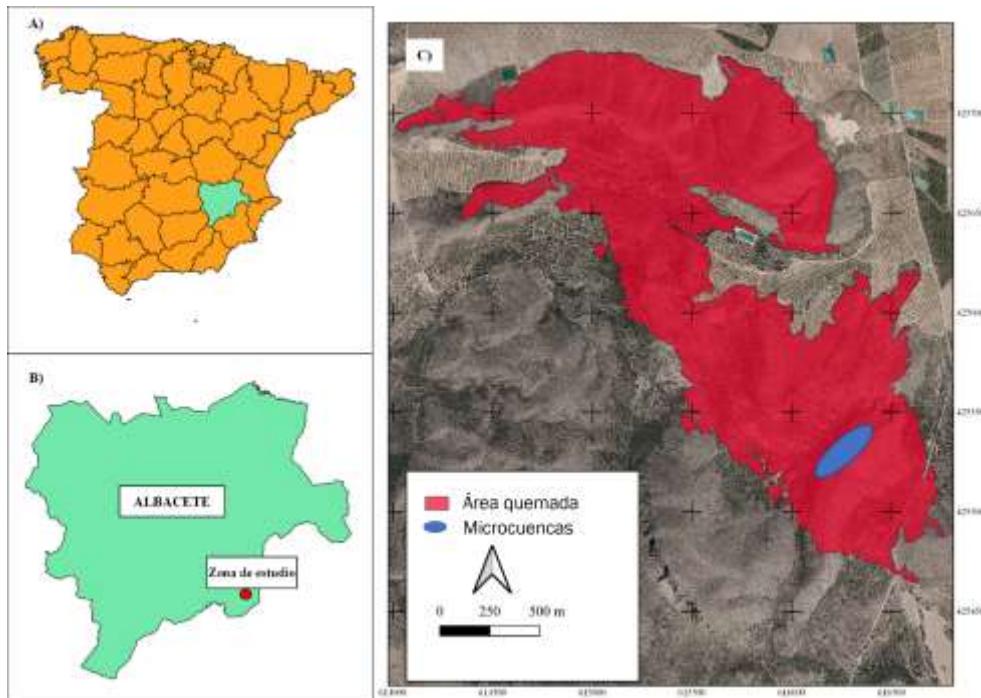


Figura 1. (A) Localización de la provincia de Albacete en España; (B) Localización de la zona de estudio dentro de la provincia de Albacete; (C) Perímetro del área quemada.

3.2. Diseño experimental.

En las semanas posteriores al incendio, antes de las primeras lluvias, se llevó a cabo el siguiente diseño experimental. El experimento se compone de 9 microcuenca de similares características (Tabla 1) de manera que se pudiera aislar el efecto de los distintos tratamientos post-incendio sobre la exportación de sedimento fuera de la cuenca. Las microcuenca seleccionadas están situadas en ladera de solana, en una zona homogénea en cuanto a severidad del fuego (Figura 2), y tienen un tamaño y una pendiente medios de 0,42 ha y 42% respectivamente.

De manera aleatoria se seleccionaron tres grupos de tres microcuenca (Figura 2), y a cada uno se le asignaron distintos tratamientos (Figura 3). Los tratamientos seleccionados fueron, por un lado, el uso de fajinas prefabricadas biodegradables o Easy barriers ®(F), con una densidad de 350 m/ha y por el otro la aplicación de mulch de paja con una densidad de 250 kg/ha combinada con la construcción de cordones de restos de corta utilizando la madera presente en la ladera (P). El tercer grupo fue utilizado como control (C), por lo que no se llevó a cabo tratamiento alguno en esas microcuenca. Las Easy-Barriers ®, son bloques sintetizados a partir de subproductos y residuos industriales totalmente inocuos para el medio ambiente, que gracias a su capacidad de retención de agua, ligereza y resistencia estructural se presta a ser utilizado como fajina en el control de la erosión laminar tras los incendios forestales (Bermejo- Fernández., 2016).

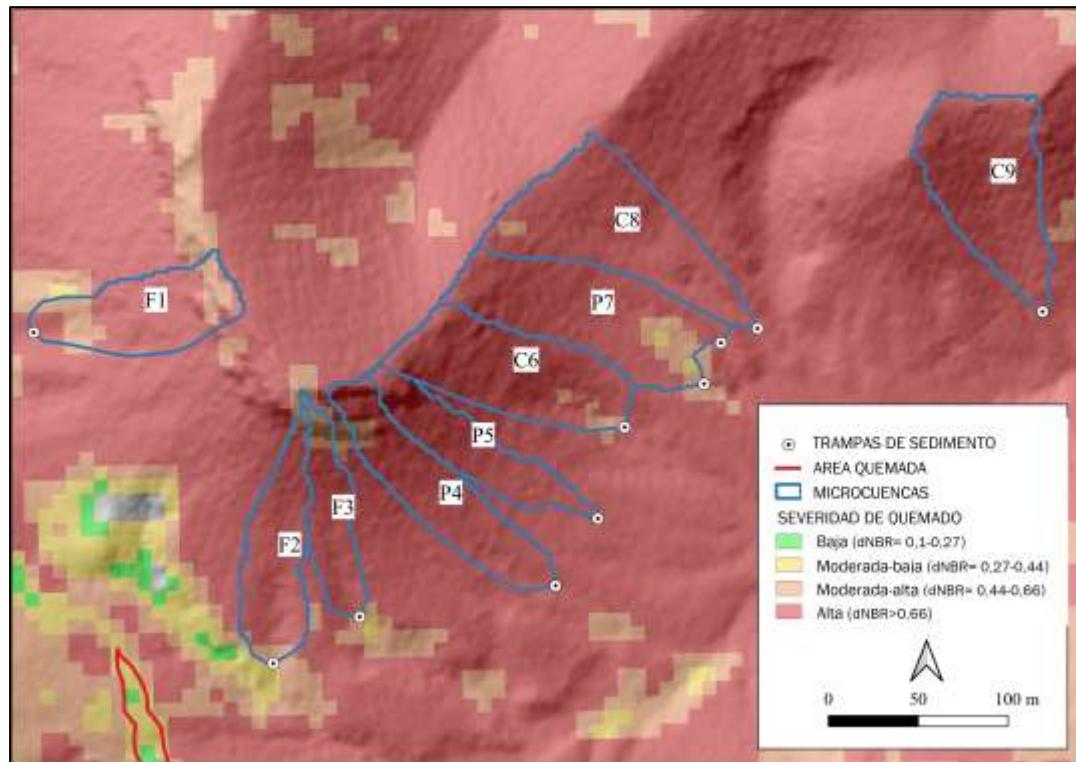


Figura 2. Mapa de severidad y distribución de las microcuenca de estudio.



Figura 3. (A) Vista general de las microcuenca; (B) Microcuenca control; (C) Microcuenca con Easy-Barriers ® y trampa de sedimento; (D) Microcuenca con mulch y acordonado y trampa.

Tabla 1. Principales características de las microcuenca de estudio.

| Cuenca | Tratamiento | Área (ha) | Pendiente media (%) | Orientación | Severidad |
|--------|-----------------|-----------|---------------------|-------------|-----------|
| F1 | Easy barriers ® | 0,412 | 52,67 | Oeste | Alta |
| F2 | Easy barriers ® | 0,370 | 38,48 | Sur | Alta |
| F3 | Easy barriers ® | 0,242 | 42,45 | Sur | Alta |
| P4 | Mulch y cordón | 0,447 | 45,09 | Sureste | Alta |
| P5 | Mulch y cordón | 0,315 | 44,54 | Sureste | Alta |
| C6 | Control | 0,562 | 48,06 | Sureste | Alta |
| P7 | Mulch y cordón | 0,658 | 32,51 | Sureste | Alta |
| C8 | Control | 0,666 | 31,37 | Sureste | Alta |
| C9 | Control | 0,584 | 44,94 | Sureste | Alta |

Tras cada evento importante de lluvia, se recogió y pesó el sedimento recogido en cada una de las trampas. Del total del sedimento recogido, se recogieron aleatoriamente 3 muestras a partir de las cuales se sacó el contenido de humedad. Una vez calculado el contenido de humedad, se pudo calcular el peso seco de sedimento erosionado en cada microcuenca. En el periodo de estudio se llevaron a cabo un total de 7 recogidas.

La erosividad de la lluvia explica el efecto combinado de la duración, la magnitud y la intensidad de la lluvia. Para el cálculo de la erosividad de la lluvia, EI_{30t} , se calculó a escala del evento de lluvia siguiendo la siguiente fórmula (Panagos et al., 2017):

$$(1) \quad EI_{30} = (E)(I_{30}) = \left(\sum_{r=1}^m e_r \Delta V_r \right) I_{30}$$

donde m (n) es el número de intervalos temporales establecidos para cada tormenta; e_r ($MJ/ha mm$) es la energía cinética de una tormenta para el período r ; ΔV_r (mm) es el volumen de lluvia registrado durante el período r ; I_{30} (mm/h) es la intensidad máxima de lluvia de cada tormenta. La energía cinética se evalúa de la siguiente manera:

$$(2) \quad e_r = 0.29 [1 - 0.72 \exp(-0.082 i_r)]$$

$$(3) \quad i_r = \frac{\Delta V_r}{\Delta t_r}$$

donde i_r (mm/h) es la intensidad de lluvia para el período r ; y Δt_r (min) es la duración del período r .

Los costes de los distintos tratamientos por hectárea se pueden observar en la Tabla 2, estos costes fueron calculados a partir de las tarifas de la empresa que llevó a cabo las obras en la zona de estudio, Agroforestal Montevivo S.L, salvo la hectárea de mulching manual, cuyo coste fue extraído de las tarifas para obras forestales de Tragsa 2021.

Tabla 2. Precio por ha de los tratamientos de emergencia post-incendio realizados. (Fuente: Agroforestal Montevivo S.L; *Tarifas Tragsa 2021).

| Uds | Concepto | Precio |
|--------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------|
| ha | Apeo de arbolado y roza con carga de trabajo alta y pendiente media del 30% | 5.545,96 € |
| ha | Acordonado de residuos combinado densidad estimada 40 toneladas, pendiente estimada 30%, distancia máxima de recogida de 30 | 2.171,61 € |
| ha | *Mulching manual en fajas con paja de cereal en zonas de pendiente hasta el 30% d<500m | *3.222,40 € |
| TOTAL 1 ha de Mulch y cordón | | 10.939,97 € |
| ha | Instalación de fajinas Monte Vivo biodegradables. Se estima una densidad media de 350 metros lineales de fajinas por hectárea, equivalentes a unos 500 bloques de 80x20x7 (largo x ancho x grueso) | 3380,2 € |
| Total 1 ha de Easy-Barriers ® | | 3380,2 € |

3.3. Tratamiento estadístico.

En cuanto al tratamiento estadístico, se evaluó la significancia de las diferencias entre el sedimento (ton/ha) recogido en cada evento en las distintas trampas según tratamiento utilizando el test no paramétrico Kruskal-Wallis H, mientras que el test de Dunn se utilizó como test post-hoc. La relación entre la erosividad de la lluvia de cada evento y el sedimento recogido, se llevó a cabo el cálculo del coeficiente de correlación de Pearson ($\alpha<0,05$), la normalidad de los datos se confirmó aplicando la prueba Shapiro-Wilk. Todos los datos fueron procesados mediante el programa estadístico RStudio v. 1.0.143 – © 2009–2016 RStudio, Inc.

4. Resultados

4.1. Sedimento erosionado por tratamiento.

En lo referente al sedimento recogido en las trampas situadas en el outlet de cada microcuenca, para el período de estudio (15 meses tras el incendio), se midió un promedio total de sedimento erosionado de 9.61 y 8.41 ton/ha en las microcuenca C y F respectivamente, mientras que en las microcuenca P esta cantidad fue significativamente menor (1.43 ton/ha). En cuanto al sedimento promedio medido en cada una de las recogidas, considerando la totalidad de estas, este fue de 1.37 y 1.20 ton/ha para las microcuenca C y F respectivamente, mientras que en las microcuenca P fue de 0.20 ton/ha (Figura 4).

Dividiendo el período de estudio en tres subperiodos, “Otoño 2020” (1/09/20 a 31/12/20), “Primavera 2021” (1/01/21 a 31/08/21) y “Otoño de 2021” (1/09/21 – 31/12/21), los resultados variaron según el momento estudiado (Figura 4). Para el período inmediatamente posterior al incendio (otoño 2020), el sedimento promedio por recogida fue de 0.95 ton/ha en las microcuenca F, mientras que en las microcuenca C, la cantidad fue de 1.41 ton/ha. La diferencia entre estos dos tratamientos, si bien siguió sin ser significativa, fue mayor para este subperiodo que para el total del período de estudio. La media de las microcuenca P fue similar a la del total del período con 0.16 ton/ha, siendo significativamente menor a las de los otros tratamientos. En lo referente al subperiodo

“Primavera 2021”, cabe destacar el aumento de la variabilidad de los datos recogidos tanto en las microcuenca C como en las F, si bien las medias fueron similares a las del anterior periodo (1 y 1.49 ton/ha respectivamente). El tratamiento P siguió mostrando diferencias significativas con los otros dos, con una media de 0.21 ton/ha. Por último, en el subperiodo “Otoño 2021” se puede observar un cambio en la tendencia, puesto que los valores de sedimento recogido en las microcuenca F sufrió un notable aumento (1.73 ton/ha) mientras que el medido en las microcuenca C descendió (1.14 Ton/ha) siendo F el único tratamiento que tuvo diferencias significativas con las microcuenca P (0.23 ton/ha).

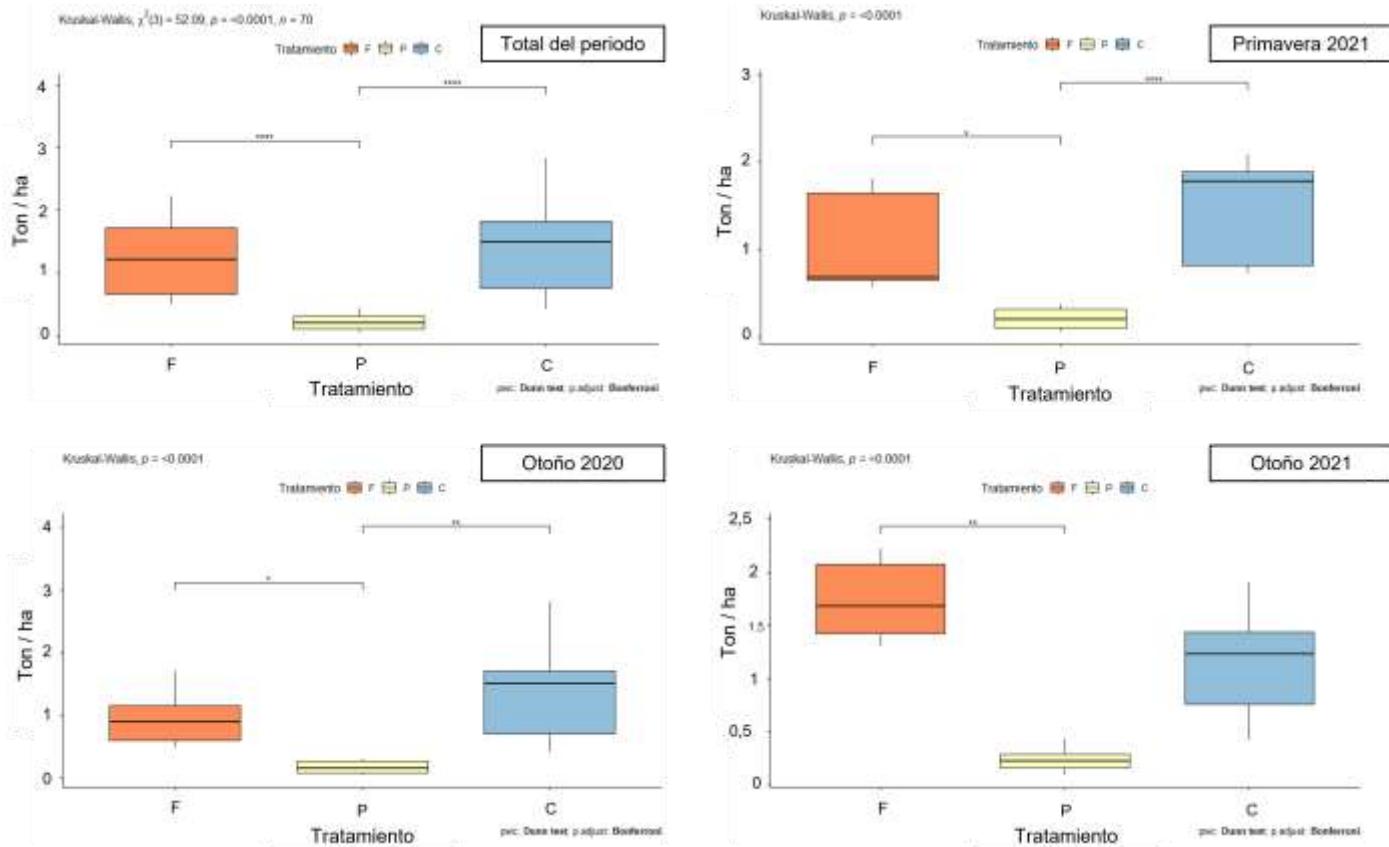


Figura 4. Relación entre el sedimento medido en las trampas (Ton/ha) para los eventos de lluvia en el total del periodo estudiado (arriba a la izq.), el otoño de 2020 (abajo a la izq.), la primavera de 2021 (arriba a la dcha.) y en el otoño de 2021 (abajo a la dcha.) según tratamiento (P: Mulch y cordón; F: Easy-Barriers ®; C: Control). Diferencias significativas entre grupos marcadas por un corchete (* $p < 0.05$. ** $p < 0.01$. *** $p < 0.001$ **** $p < 0.0001$)

4.2. Sedimento erosionado y erosividad de la lluvia.

En cuanto a la correlación entre el sedimento recogido en las distintas microcuenca, y la erosividad de los eventos de lluvia acontecidos durante el periodo de estudio, como se puede observar en la Tabla 3, solo las microcuenca F mostraron una correlación significativa. Esta correlación fue positiva $R=0.84$ con un p valor de 0.019. Para los otros dos tratamientos, estas dos variables no mostraron correlación alguna, obteniendo para las microcuenca C un $R=-0.54$ y un p valor de 0.21, mientras que para las microcuenca P se obtuvo un $R=0.51$ y un p valor de 0.18.

Esta tendencia, también es observable en la Figura 5, donde podemos ver el promedio de ton/ha por tratamiento de cada una de las recogidas de sedimento que se llevaron a cabo en el

periodo estudiado, junto con la erosividad de la lluvia (EI30) calculada para cada uno de los eventos acontecidos desde el incendio a finales de Julio de 2020. Como se puede observar en dicha figura, los valores para las microcuenca P, independientemente de la erosividad de la lluvia, variaron únicamente entre 0.16 y 0.29 ton/ha, si bien este valor máximo se dio tras el evento más intenso del periodo en septiembre de 2021. Para las microcuenca C los valores variaron entre 0.96 y 1.63 ton/ha, pudiendo observar cómo los valores más bajos tuvieron lugar en la primera recogida (1.23 ton/ha) y en las últimas (1.34 y 0.96 ton/ha) independientemente de que antes de dichas recogidas tuvieran lugar eventos con una alta erosividad (122,92, 177,74 y 298,21 MJ. mm/ ha.h). Por último, el sedimento recogido en las microcuenca F varió entre 0.60 y 2.09 ton/ha, coincidiendo las mayores cantidades de sedimento erosionado (1.72 y 2.09 ton/ha) con los dos eventos de mayor entidad en el periodo estudiado (180,15 y 298,21 MJ. mm/ha.h)

Tabla 3. Resultados test de correlación de Pearson entre el sedimento recogido en las trampas de cada tratamiento y la erosividad de la lluvia de los eventos que tuvieron lugar entre recogidas. Correlaciones significativas en negrita ($* p < 0.05$).

** $p < 0.01$. *** $p < 0.001$

| Tratamiento | R | t | df | p-value |
|---------------------|-------|-------|----|---------------|
| Mulch y cordón (P) | 0.51 | 1.32 | 5 | 0.18 |
| Easy-Barriers ® (F) | 0.84 | 3.41 | 5 | 0.019* |
| Control (C) | -0.54 | -1.42 | 5 | 0.21 |

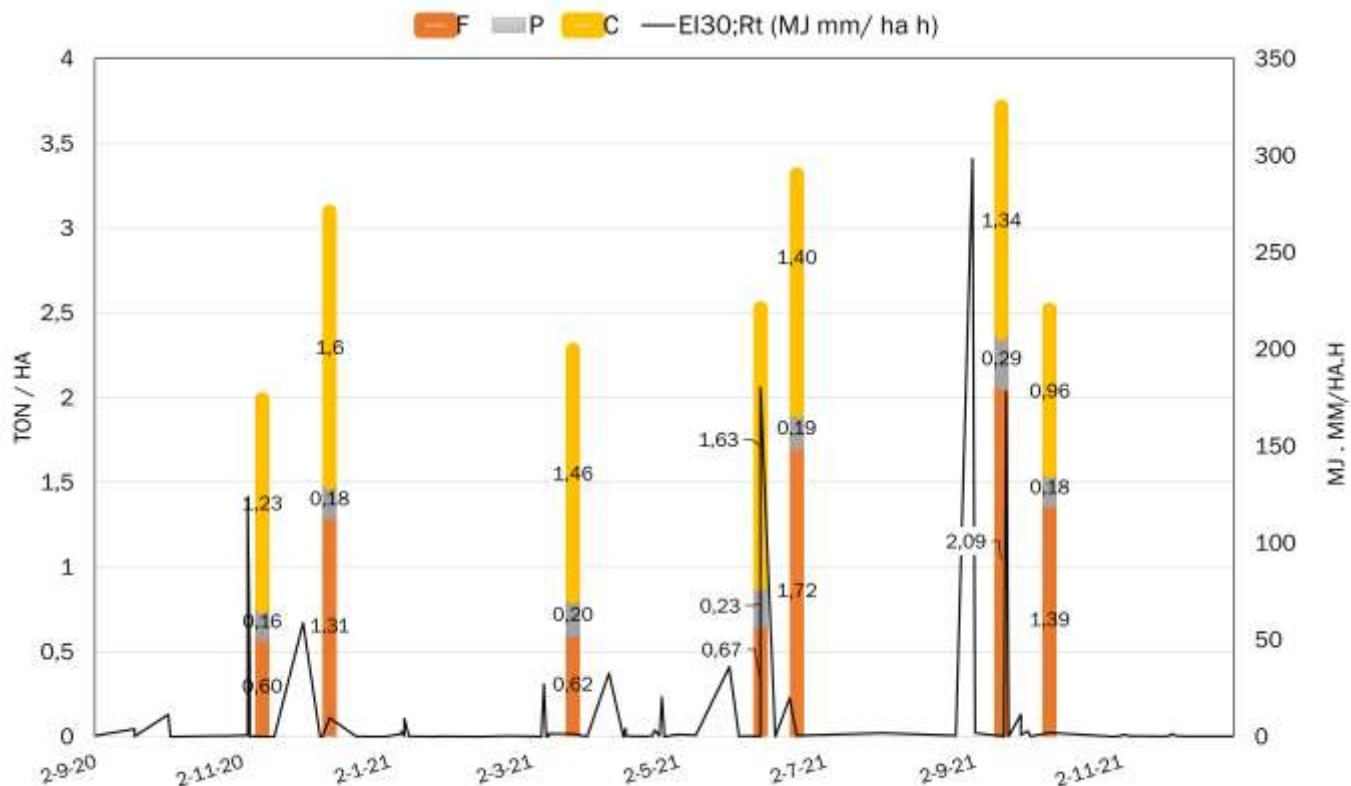


Figura 5. Relación entre el sedimento medido en las trampas (Ton/ha) según tratamiento, y la erosividad de cada uno de los eventos de lluvia (EI30; MJ. mm/ ha. h) del periodo estudiado. Tratamientos: Easy-Barriers ® (F; columnas naranjas); Mulch de paja y cordones (P; columnas grises); Control (C; columnas amarillas).

5. Discusión

Los resultados de nuestro estudio muestran una clara diferencia de efectividad entre los dos tratamientos estudiados. Si bien los dos conllevaron una reducción del sedimento total exportado para el periodo de estudio, solo la combinación de mulch de paja y acordonado se tradujo en una reducción significativa de este.

La aplicación del mulch paja como única medida ha utilizado con frecuencia en diferentes ecosistemas después de incendios forestales, y en todos los casos se han encontrado resultados positivos, con una reducción de las pérdidas de suelo, como indica el estudio de Prosdocimi et al. (2016). Estudios previos con mulch de paja en zonas muy similares a la estudiada (Lucas-borja et al., 2019), ya observaron que la aplicación de este tratamiento, si bien no afectó significativamente a la generación de escorrentía, sí que se tradujo en una reducción significativa del sedimento erosionado. En el norte peninsular, (Fernández y Vega, 2016a) observaron que la reducción de la pérdida de suelo producida por la aplicación de este tratamiento durante el primer año después del incendio, en relación con el control fue de un 53 %, inferior a las reducciones de entre el 66 % y el 95 % reportadas previamente en esta área (Vega et al., 2014), si bien la densidad de aplicación fue baja (1.5 ton/ha). También su efectividad ha sido probada en tierras agrícolas, donde supuso una mejora a las características físicas y químicas del suelo (Jordán et al., 2010) y supuso una reducción de la escorrentía y de la conectividad del sedimento (Keesstra et al., 2018). Investigadores como Robichaud et al. (2010), recomiendan la combinación combinar tratamientos como las barreras contra la erosión con mulch para cubrir el suelo y aumentar la rugosidad de la superficie, particularmente para reducir el impacto de eventos de lluvia de corta duración/alta intensidad en los cuales se espera la erosión en las laderas y la aparición de surcos. En nuestro caso de estudio, esta combinación de tratamientos también superó una de las limitaciones de la aplicación del mulch de paja, que es el lavado del material tras las primeras lluvias, reduciéndose drásticamente la cobertura del suelo y por tanto la efectividad del tratamiento. Fernández y Vega, 2016a, observaron que en torno a un 40% del material fue lavado tras los primeros tres meses tras su aplicación (previo a la recuperación de la vegetación). En nuestro caso, el material que fue transportado aguas abajo fue frenado por los cordones, quedando almacenado aguas arriba de los mismos. Esto se tradujo en una mayor cobertura del suelo en esas zonas debido presencia de anuales durante la primavera temprana, lo que podría haberse traducido en una menor erosión en estas zonas.

La construcción de barreras contra la erosión utilizando las fajinas biodegradables Easy-Barriers ® sin embargo, no supuso una reducción significativa de la erosión respecto de las zonas quemadas sin actuación. Esto contrasta con los resultados obtenidos por otros investigadores que han estudiado el efecto de las Easy-Barriers sobre la exportación y la conectividad el sedimento (Albert-belda et al., 2019; López-Vicente et al., 2020). Estos resultados negativos en cuanto a la efectividad de las Easy-Barriers ® está ligado con su comportamiento ante eventos de lluvia de alta intensidad y poder erosivo.

La intensidad de la lluvia, y por tanto su erosividad, pueden ser factores mucho más importantes que la precipitación total a la hora de explicar los procesos hidrológicos y erosivos que tienen lugar tras un incendio, especialmente durante períodos de estudio cortos (Malvar et al., 2017; Vieira et al., 2018).

En nuestro estudio se pudo ver como en las microcuencas P y C, el sedimento erosionado, no estuvo correlacionado con la intensidad y erosividad de la lluvia. En aquellas microcuencas donde se combinó el mulch con el acordonado (P) no hubo casi variación del sedimento recogido, siendo esta cantidad baja y constante durante todo el periodo. Por otro lado, lo que se observó en las microcuencas control, fue que la cantidad de sedimento medida disminuyó para los últimos eventos independientemente de su erosividad. Esto podría deberse al agotamiento del sedimento erosionable en dichas microcuencas, ya que también se observó un predominio de materiales gruesos dentro de

las trampas después de los últimos eventos, en contraste con el predominio de sedimentos finos recogidos en las microcuenca con otros tratamientos. Por el contrario, en las microcuenca donde la medida elegida fue el uso de Easy-barriers® (F), la cantidad de sedimento erosionado sí que estuvo correlacionado con la erosividad de los eventos de lluvia que precedieron a cada recogida. Es más, ya tras la segunda lluvia intensa en noviembre de 2020, se observó la ruptura de aquellas barreras situadas en zonas de acumulación de flujo y en las partes bajas de la cuenca, lo que hizo que el sedimento acumulado tras las primeras lluvias fuera arrastrado aguas abajo. Esta ruptura de barreras fue en aumento conforme se sucedieron los eventos, siendo bastante habitual en el segundo año tras el incendio, lo que supuso que el sedimento recogido en el outlet de dichas microcuenca fuera incluso mayor que en las microcuenca control. Esto destaca la importancia de factores como la intensidad de la lluvia y el tiempo tras el incendio a la hora de explicar la erosión del suelo post-incendio y la efectividad de las medidas de mitigación post-incendio (Robichaud et al., 2013).

Estos resultados, contradicen los obtenidos por Albert-belda et al. (2019), quienes en una zona con un clima similar (ligeramente más húmedo), observaron que las Easy-barriers® se mantuvieron completamente funcionales durante un periodo de 13-15 meses, en condiciones muy secas con presencia de eventos intensos de lluvia con periodos de retorno de entre 10 y 25 años. Como se apuntó con anterioridad, la vida útil de dichas barreras debería ser de unos tres años, lo que daría tiempo suficiente a la vegetación para recuperarse y estabilizar los sedimentos retenidos. El principal problema observado en nuestro caso de estudio es que, si bien tras 15 meses todavía muchas barreras siguen cumpliendo con su función, la recuperación de la vegetación no ha sido suficiente para estabilizar esos sedimentos retenidos y se prevé que, durante la primavera del segundo año tras el incendio, muchas de estas barreras puedan acabar cediendo, siendo esos sedimentos erosionados. Por tanto, a medio plazo, la función de dichas barreras únicamente sería retrasar la exportación de esos sedimentos fuera de la cuenca. Cabe destacar que los resultados obtenidos por Albert-belda et al. (2019), fueron a escala parcela, mientras que en nuestro caso la escala fue de microcuenca, la diferencia de escalas podría explicar el diferente comportamiento de esta medida en ambos casos, ya que una mayor longitud de ladera podría suponer una mayor energía cinética del flujo que podría afectar en mayor medida a la durabilidad de las Easy-Barriers®.

Otro estudio relacionado con este tipo de fajinas fue el de López-Vicente et al. (2020), quienes estudiaron el efecto de dichas barreras sobre la conectividad del sedimento, definida por Heckmann et al. (2018) como el grado de susceptibilidad que tiene una cuenca a la transferencia de agua y sedimentos dentro de ella, a través de las relaciones entre sus componentes. En este estudio se utilizó el índice de conectividad AIC (López-vicente y Ben-salem, 2019) para el cálculo de la conectividad, índice que ya en otros estudios, ha reflejado de forma fehaciente los procesos erosivos en una cuenca incendiada en la que se llevaron a cabo trabajos para el control de la erosión (González-Romero et al., 2021). Los resultados de su estudio indicaron que 2 años después del incendio, las Easy-Barriers® redujeron la conectividad en un 13% con respecto a las zonas sin actuación, siendo la superficie afectada por dichas barreras únicamente de un 2.8%. La construcción de estas barreras alteró la distribución de los flujos a lo largo de la ladera, creando zonas desconectadas. Esto no sucedió en nuestro caso de estudio, ya que, en los eventos del primer otoño tras el incendio, aquellas barreras que se encontraban en zonas de concentración de flujo acabaron rompiéndose y siendo arrastradas aguas abajo.

Si bien sus estudios están referidos a barreras de troncos o fajinas tradicionales, autores como Robichaud et al. (2008), ya destacaron que la eficiencia de las barreras contra la erosión, se limitaba a eventos de lluvia pequeños, con un periodo de retorno de 2 años, siendo claramente ineficientes para eventos de menor frecuencia y mayor entidad. También autores como Aristeidis y Vasiliki (2015) ya habían puesto en cuestión la vida útil de las barreras contra la erosión, afirmando que es corta y que, después de pocos años, la mayoría de las obras posteriores al incendio se encontraban colmatadas o se derrumbaban. Este es un tema muy relevante en áreas como la mediterránea, cuyo

régimen de lluvias tiene como una de sus principales características la concentración de las escasas precipitaciones en eventos de alta intensidad, dando lugar a eventos altamente erosivos, que a su vez contribuyen a la degradación del suelo en áreas vulnerables (Bisantino et al., 2015). Una vez estas barreras dejan de ser funcionales, y si la recuperación de la vegetación no es suficiente, eventos de lluvia de baja frecuencia y alta magnitud, podrían conllevar la ruptura de numerosas barreras produciéndose el arrastre de todos los sedimentos acumulados en un único evento, lo cual podría causar daños aguas debajo de las zonas afectadas.

Observando los costes de ambos tratamientos, observamos que la instalación de las Easy-Barriers ® supuso una reducción de costes de casi un 70% con respecto al otro tratamiento. Sin embargo, la baja efectividad observada en este estudio, en ningún caso podría justificar su aplicación frente al otro tratamiento pese al abaratamiento de los costes. El alto coste por hectárea del tratamiento combinado de mulch y acordonado, nos lleva a pensar que, pese a su alta efectividad a la hora de retener sedimentos, pudiera no ser rentable. Autores como Robichaud et al. (2010), si bien nos hablan de la mayor efectividad de la aplicación de tratamientos combinados, también exponen que dado el costo de los tratamientos de laderas, es difícil para justificar la aplicación de más de un solo tratamiento en área. Dean (2001), observó que la construcción de fajinas de madera, junto con la aplicación de mulch de paja y la siembra, redujeron la exportación de sedimentos de las parcelas de ladera en un 77 % en el año del incendio y en un 96 % en el año posterior. Pero también observó que estos resultados no fueron significativamente diferentes a los de las parcelas tratadas con paja y siembra, concluyendo que las fajinas no aportaron una efectividad extra al tratamiento y por tanto su sobrecoste no estaría justificado. Esto señala la necesidad de futuras líneas de investigación que evalúen las diferencias de aplicar estos tratamientos de manera combinada y por separado, así como una de las principales limitaciones del presente estudio, al no ser capaces de discriminar el efecto de cada uno de los tratamientos (mulch y acordonado) por separado.

El bajo coste de la construcción de barreras con Easy-barriers® también invita a que esta innovadora técnica sea evaluada en conjunto con otras como el mulch de paja, ya que se seguirían reduciendo los costes en torno a un 40% respecto de la combinación utilizada en este estudio y la acumulación de la paja aguas arriba de las fajinas podría conllevar transporte de semillas y al establecimiento de vegetación en los sedimentos acumulados, evitando que estos sean arrastrados una vez se rompa la fajina. De igual manera, se necesita de más estudios de campo con este tipo de fajinas para poder tener una idea concisa de su efectividad como medidas para el control de la erosión post-incendio.

6. Conclusiones

Estudiar la eficiencia de las medidas para el control de la erosión post-incendio es un tema crucial para conseguir una óptima planificación de las obras y prevenir posibles riesgos. En este estudio, se ha evaluado la eficiencia de dos tratamientos alternativos a las fajinas vegetales tradicionales con diferentes resultados. Se puede concluir que la combinación de mulch de paja con acordonado de restos vegetales es un tratamiento que, fue muy efectivo a la hora de retener sedimento en las laderas independientemente de la entidad de los eventos de lluvia acontecidos, si bien requiere un coste de ejecución considerable y este podría hacer que su aplicación no fuera justificable. Por otro lado, la instalación de las fajinas biodegradables Easy-Barriers ®, si bien conllevó un coste mucho menor, no fue efectiva a la hora de evitar la exportación de sedimento fuera de las microcuenca debido a su ruptura en los eventos de alta intensidad. La durabilidad y efectividad de estas fajinas debe ser evaluada minuciosamente en otros experimentos de campo, ya que, tras el primer año post-incendio, la ruptura de estas ha supuesto el arrastre de los sedimentos atrapados aguas arriba, superando en los últimos eventos la erosión recogida en las microcuenca control.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha el apoyo al estudio. A la empresa Agroforestal Monte Vivo S.L y personalmente a Agustín Bermejo Fernández, por los trabajos realizados y por su contribución al avance científico en la restauración de zonas incendiadas. Este estudio ha sido financiado con fondos proporcionados al proyecto de investigación regional “PRESFIRE”: “Oportunidad y efectividad de medidas de actuación preventiva y restauración de grandes incendios forestales en castilla-la mancha”. subproyecto 1 con referencia SBPL Y / 19/180501/000130 /. J. González-Romero tiene un contrato postdoctoral financiado por el Fondo Social Europeo (FSE, UE). E. Peña es becaria (2020-PREUCLM-16032) de la UCLM y del Fondo Social Europeo (FSE). Pedro Antonio Plaza Álvarez es becario predoctoral del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte de España (FPU16/03296).

8. Bibliografía

ALBERT-BELDA, E.; BERMEJO-FERNÁNDEZ, A.; CERDÀ, A.; TAGUAS, E. V.; 2019. The use of Easy Barriers to control soil and water losses in fire-affected land in Quesada , Andalusia , Spain. *Science of the Total Environment*, 690, 480–491.

ALLUÉ JL. 1990.; Atlas Fitoclimático de España. Taxonomías. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid

ARISTEIDIS, K.; VASILIKI, K.; 2015. Evaluation of the post-fire erosion and flood control works in the area of Cassandra (Chalkidiki , North Greece). *Journal of forestry research*, 26(August 2006), 209–217.

BADÍA, D.; SÁNCHEZ, C.; AZNAR, J. M.; MARTÍ, C.; 2015. Geoderma Post- fire hillslope log debris dams for runoff and erosion mitigation in the semiarid Ebro Basin. *Geoderma*, 237–238, 298–307.

BERMEJO-FERNÁNDEZ., A. 2016.; Desarrollo de un nuevo concepto de fajina prefabricada para trabajos de restauración post incendio. *Forestal*, 66, 74-78.

BISANTINO, T.; BINGNER, R.; CHOUAIB, W.; GENTILE, F.; TRISORIO LIUZZI, G.; 2015. Estimation of runoff, peak discharge and sediment load at the event scale in a medium-size Mediterranean watershed using the AnnAGNPS model. *Land Degradation & Development*, 26(4), 340–355.

BRADY, N. C., WEIL, R. R., & WEIL, R. R.; 2008. The nature and properties of soils (Vol. 13). Prentice Hall Upper Saddle River, NJ.

CERDÀ, A., & ROBICHAUD, P. R.; 2009. Fire effects on soil infiltration. In *Fire effects on soils and restoration strategies*. NH Science Publishers, Enfield, NH, pp. 81–104

DEAN, A. E.; 2001. Evaluating effectiveness of watershed conservation treatments applied after the Cerro Grande Fire, Los Alamos, New Mexico. University of Arizona, Tucson, AZ (Thesis).

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J. A.; 2016a. Are erosion barriers and straw mulching effective for controlling soil erosion after a high severity wildfire in NW Spain? *Ecological Engineering*, 87, 132–138.

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J. A.; 2016b. Effects of mulching and post-fire salvage logging on soil erosion and vegetative regrowth in NW Spain. *Forest Ecology and Management*, 375, 46–54.

GIRONA-GARCÍA; A., VIEIRA, D. C. S.; SILVA, J.; FERNÁNDEZ, C.; ROBICHAUD, P. R.; KEIZER, J. J.; 2021. Effectiveness of post-fire soil erosion mitigation treatments: A systematic review and meta-analysis. *Earth-Science Reviews*, 217, 103611.

GÓMEZ-SÁNCHEZ, M. E.; LUCAS-BORJA, M. E.; PLAZA-ÁLVAREZ, P. A.; GONZÁLEZ-ROMERO, J.; SAGRA, J.; MOYA, D.; HERAS, J.; 2019. Effects of postfire hillslope forest restoration techniques on soil functionality. *Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 45 (1), 35–44.

GONZÁLEZ-ROMERO, J.; LÓPEZ-VICENTE, M.; GÓMEZ-SÁNCHEZ, E.; PEÑA-MOLINA, E.; GALLETERO, P.; PLAZA-ALVAREZ, P.; MOYA, D.; DE LAS HERAS, J.; LUCAS-BORJA, M. E.; 2021. Post-fire management effects on sediment (dis)connectivity in Mediterranean forest ecosystems: Channel and catchment response. *Earth Surface Processes and Landforms*, 46, 13, 2710–2727.

HECKMANN, T.; CAVALLI, M.; CERDAN, O.; FOERSTER, S.; JAVAUX, M.; LODE, E.; SMETANOVÁ, A.; VERICAT, D.; BRARDINONI, F.; 2018. Indices of sediment connectivity: opportunities , challenges and limitations. *Earth-Science Reviews*, 187, 77–108.

JORDÁN, A.; ZAVALA, L. M.; GIL, J.; 2010. Catena Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena*, 81(1), 77–85.

KEESSTRA, S.; NUNES, J.; NOVARA, A.; FINGER, D.; AVELAR, D.; KALANTARI, Z.; CERDÀ, A.; 2018. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 610–611, 997–1009.

LÓPEZ-VICENTE, M.; BEN-SALEM, N.; 2019. Computing structural and functional flow and sediment connectivity with a new aggregated index: A case study in a large Mediterranean catchment. *Science of the Total Environment*, 651, 179–191.

LÓPEZ-VICENTE, M.; KRAMER, H.; KEESSTRA, S.; 2020. Effectiveness of soil erosion barriers to reduce sediment connectivity at small basin scale in a fire-affected forest. *Journal of Environmental Management*, 278, 111510.

LUCAS-BORJA, M. E.; GONZÁLEZ-ROMERO, J.; PLAZA-ÁLVAREZ, P. A.; SAGRA, J.; GÓMEZ, M. E.; MOYA, D.; DE LAS HERAS, J.; 2019. The impact of straw mulching and salvage logging on post- fire runoff and soil erosion generation under Mediterranean climate conditions. *Science of the Total Environment*, 654, 441–451.

MALVAR, M. C.; SILVA, F. C.; PRATS, S. A.; VIEIRA, D. C. S.; COELHO, C. O. A.; KEIZER, J. J.; 2017. Short-term effects of post-fire salvage logging on runoff and soil erosion. *Forest Ecology and Management*, 400, 555–567.

MARTINS, M. A. S.; VERHEIJEN, F. G. A.; MALVAR, M. C.; SERPA, D.; GONZÁLEZ-PELAYO, O.; KEIZER, J. J.; 2020. Do wildfire and slope aspect affect soil water repellency in eucalypt plantations? – A two-year high resolution temporal dataset. *Catena*, 189, 104471.

MORITZ, M. A.; BATLLORI, E.; BRADSTOCK, R. A.; GILL, A. M.; HANDMER, J.; HESSBURG, P. F.; LEONARD, J.; MCCAFFREY, S.; ODION, D. C.; SCHOENNAGEL, T.; SYPHARD, A. D.; 2014. Learning to coexist with wildfire. *Nature*, 515(7525), 58–66.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; YU, B.; KLIK, A.; LIM, K. J.; YANG, J. E.; NI, J.; MIAO, C.; CHATTOPADHYAY, N.; SADEGHI, S. H.; HAZBAVI, Z.; ZABIHI, M.; LARIONOV, G. A.; KRASNOV, S. F.; GOROBETS, A. V.; LEVI, Y.; ERPUL, G.; BIRKEL, C.; BALLABIO, C.; 2017. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. *Scientific Reports*, 7(1), 1–12.

PROSDOCIMI, M., TAROLLI, P., CERDÀ; 2016. Mulching practices for reducing soil water erosion: A review. *Earth-Science Reviews*, 161, 191–203.

ROBICHAUD, P. R.; WAGENBRENNER, J. W.; BROWN, R. E.; WOHLGEMUTH, P. M.; BEYERS, J. L.; 2008. Evaluating the effectiveness of contour-felled log erosion barriers as a post-fire runoff and erosion mitigation treatment in the western United States. *International Journal of Wildland Fire*, 17(2), 255–273.

ROBICHAUD, P.R.; LEWIS, S. A.; WAGENBRENNER, J. W.; ASHMUN, L. E.; BROWN, R. E.; 2013. Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation. Part I: Effectiveness at reducing hillslope erosion rates. *Catena*, 105, 75–92.

ROBICHAUD, P. R; ASHMUN, L. E.; SIMS, B. D.; 2010. Post-Fire Treatment Effectiveness for Hillslope Stabilization. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-240*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO (62 pp.).

SHAKESBY, R. A.; 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105(3–4), 71–100.

SHAKESBY, R. A.; DOERR, S. H.; 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74(3–4), 269–307.

VEGA, J. A.; FERNÁNDEZ, C.; FONTURBEL, T.; GONZÁLEZ-PRIETO, S.; JIMÉNEZ, E.; 2014. Testing the effects of straw mulching and herb seeding on soil erosion after fire in a gorse shrubland. *Geoderma*, 223–225(1), 79–87.

VIEIRA, D. C. S.; MALVAR, M. C.; MARTINS, M. A. S.; SERPA, D.; KEIZER, J. J.; 2018. Key factors controlling the post- fire hydrological and erosive response at micro-plot scale in a recently burned Mediterranean forest. *Geomorphology*, 319, 161–173.