

Nota Técnica

Efecto de los trabajos de restauración forestal en ladera después de incendio sobre la recuperación de la vegetación

Effects of postfire Hillslope forest restoration techniques on vegetation recovery

Gómez-Sánchez M.E.¹; Lucas-Borja, M.E.²; Plaza-Álvarez P.A.²; González-Romero, J.²;
Sagra, J.²; Moya, D.²; De las Heras, J.²

¹*Servicio de Política Forestal y Espacios Naturales. Dirección Provincial de la Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural. Junta de Comunidades de Castilla la Mancha. C/Mayor 47 02071. Albacete.*

²*Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes. Universidad de Castilla La Mancha, Campus Universitario s/n. 02071. Albacete.*

Autor para correspondencia: ManuelEsteban.Lucas@uclm.es

Resumen

Las actuaciones en materia de restauración post-incendio engloban trabajos destinados a minimizar los impactos negativos del fuego, así como la rehabilitación ecológica de la zona quemada. El suelo y la vegetación se ven muy afectados y son muy vulnerables al paso del fuego, tanto por la degradación sufrida a causa del incendio, como por los procesos erosivos que origina. El presente trabajo pretende evaluar el efecto que las técnicas de restauración post-incendio utilizadas a nivel ladera (acordonado y fajinas) tienen sobre la recuperación de la vegetación. Los resultados indican que las zonas en las que se realizaron las fajinas y cordones presentan niveles equivalentes de cobertura y aparecen similares especies herbáceas y arbustivas. Las zonas quemadas sin actuación y zonas sin quemar cercanas a la zona de estudio presentan menores niveles de cobertura y aparecen especies diferentes, aunque todas pertenecientes al grupo de especies colonizadoras. La diversidad vegetal y la riqueza florística es similar comparando todas las zonas de estudio. El presente trabajo demuestra la importancia de las medidas de restauración para recuperar la vegetación después de incendio.

Palabras clave: Fajinas, acordonado, incendio forestal, cobertura vegetal, riqueza especies.

Abstract

Postfire restoration practices encompass those, which aim to reduce negative wildfire impacts and to improve burned area rehabilitation. Soil and vegetation are highly affected by wildfires due to direct effect and subsequent erosion processes. This work aims to evaluate the effect on vegetation recovery after wildfire of two different soil restoration techniques (Contour-felled log erosion barrier and contour-felled log debris) used at slope scale. Results showed similar species coverage and grass or shrubs species. Wildfire affected areas without any intervention and unaffected areas by fire presented different grass or shrubs species (but pioneer species) and lower species coverage. Species diversity and richness were similar comparing all the study plots. This work highlights that postfire restoration practices are important for recovering forest vegetation after wildfires.

Keywords: Contour-felled log erosion barrier; contour-felled log debris; forest fires; species coverage; species richness

1. Introducción

Las actuaciones de restauración post-incendio en zonas quemadas deben enmarcarse en un plan de restauración, que tendrá unos objetivos establecidos dependiendo de la severidad del incendio y de los objetivos de gestión forestal de la zona incendiada (Alloza *et al.*, 2014). Cada una de las actuaciones realizadas debe ser evaluada tras su ejecución en términos de eficacia (capacidad para conseguir el objetivo fijado), eficiencia (capacidad de optimizar los recursos empleados en la realización de la actuación) y efectividad (capacidad de seleccionar la actuación más correcta y realizarla de la mejor manera posible). Para ello es fundamental la investigación científica, que cuantifique e identifique los efectos a distintos niveles de cada una de las actuaciones.

El paso del fuego da lugar a una compleja respuesta de los suelos y la vegetación, que dependerá tanto de las características del fuego, básicamente severidad e intensidad, como a las propiedades del suelo y la vegetación dependientes del ecosistema (Mataix-Solera y Cerdá, 2009). No obstante, el conocimiento tanto de las tasas de cambio ocasionadas por un incendio, así como el efecto de las tareas de restauración sobre el suelo y la vegetación es fundamental para los gestores, a fin de detectar aquellas sinergias que puedan ocasionar un deterioro del ecosistema mayor al provocado por el propio incendio o compensaciones que puedan favorecer o acelerar la recuperación.

Las fajas o barreras vegetales son una actuación post-incendio ampliamente extendida en el mundo forestal, como medida para el control de los procesos erosivos (escorrentía y del arrastre de sedimentos aguas abajo) (Rochibaud *et al.*, 2008). Además, junto con el acordonado, se trata de una medida de gestión del combustible muerto quemado, que facilita el posterior manejo y uso del monte, permitiendo la descomposición e incorporación del material procesado más rápidamente al suelo con la consiguiente disminución de carga de combustible y el aumento de los posibles efectos beneficiosos sobre el suelo. En el caso de la recuperación de la vegetación asociada a estas actuaciones post-incendio, los estudios disponibles y trabajos realizados son escasos y no concluyentes. Diferentes autores demuestran una mejora de la humedad del suelo que favorece el establecimiento de la vegetación, si bien es verdad que, a pesar del éxito inicial en la emergencia de la vegetación, la abundancia y recuperación es lenta (Rey *et al.*, 2005). El objetivo del presente estudio es evaluar el efecto de fajas y acordonado sobre la recuperación de la vegetación. La hipótesis de partida es considerar que las fajas, en mayor medida, junto con el acordonado generan unas condiciones microclimáticas favorables en su “área de influencia”, que mejorarán las propiedades del suelo y el establecimiento de la vegetación. Las conclusiones de este estudio aportan información a los gestores sobre la influencia de determinadas prácticas post-incendio sobre el suelo y la vegetación.

2. Material y métodos

2.1. Zona de estudio

El estudio se ubica en el área afectada por el incendio forestal de la Sierra de Donceles (Hellín, Albacete), acontecido entre el 1 y el 6 de julio de 2012 y que afectó a un total de 6.500 ha de masa forestal. El incendio, iniciado al mediodía, tuvo una velocidad de propagación de 25-30 metros por minuto debido al viento y a la topografía, quemando en las primeras siete horas el 90% de su superficie total. La severidad del fuego en general fue baja y moderada-baja (Gómez-Sánchez *et al.*, 2017), condicionado por el modelo de combustible. La altitud de la zona incendiada se encuentra entre los 314 m y los 808 m del nivel del mar. Los datos meteorológicos de la zona se caracterizan por una precipitación anual media de 372 mm, distribuida con dos máximos en octubre (48 mm) y en mayo (47 mm) y un mínimo en junio con 8 mm. La temperatura media es de 16 °C, con una temperatura media de las máximas de 40° (máxima absoluta de 46° en julio) y una temperatura media de las mínimas de -2 °C (mínima absoluta de -14°C en febrero). El clima se clasifica como mediterráneo subárido (Allué, 1990). La vegetación de la zona de estudio estaba dominada por pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis* Miller) de origen natural en zonas de vaguada, umbrías y/o zonas inaccesibles por la pendiente y pinares procedentes de repoblaciones de escaso desarrollo realizadas hace 25 años por la Administración forestal. Los matorrales presentes están compuestos por vegetación principal o acompañante del pino carrasco, tipo espartales (*Helictotricho filifolii-Stipetum tenacissimae* Costa, Peris & Stübing 1989), romerales (*Anthyllido cytisoidis-Cistetum clusii* Br.-Bl., Font Quer, G. Br.-Bl. Frey, Jansen & Morr 1936 corr. O. Bolós 1967), espartales-romerales (mezcla de las anteriores) y tomillares (*Thymo funkii-Anthyllidetum onobrychioidis* Rivas Goday & Rivas Martínez 1969)

2.2. Diseño del experimento

Para la realización del estudio se seleccionó una cuenca hidrográfica de 3 km² con distintos trabajos de restauración post incendio. Dentro de la cuenca, se identifican tres zonas donde la cubierta vegetal fue totalmente arrasada por el fuego acontecido en 2012 pero en las que se llevaron a cabo distintos tipos de trabajos post-incendio, ejecutados inmediatamente después del fuego (fajinas, acordonado, no actuación), y una cuarta zona donde la cubierta arbórea no fue afectada por el fuego. En cada zona se señalaron tres parcelas de muestreo distribuidas aleatoriamente y separadas para evitar problemas de pseudoreplicación, con un total de 12 parcelas (*Tabla 1*) caracterizando vegetación, cobertura, pedregosidad y profundidad de suelo. La exposición de todas las parcelas fue principalmente norte, con 550 m de altitud media y 25% de pendiente media. Antes del incendio la vegetación presente en las parcelas de estudio era pinar de carrasco (con fracción de cabida cubierta > 70 %) con sotobosque de arbustivas termófilas. En junio de 2016 se reali-

zaron tres transectos de vegetación (de 10 metros de longitud) por parcela en los que se muestreo las especies vegetales existentes (sólo se consideraron en el estudio las especies germinadoras ya que se pretende ver el efecto de los trabajos sobre el reclutamiento de especies procedentes de semilla). Con estos datos se determinó la abundancia (cobertura) de cada especie y la alfa y beta-diversidad (Whittaker, 1972) en cada parcela. La alfa-diversidad (biodiversidad intrínseca de cada comunidad vegetal) se calculó caracterizó mediante la riqueza florística (S, número de especies), índice de Margalef (Margalef, 1958) y los índices Shannon-Weaver (Shannon & Weaver, 1949) y Simpson (Simpson, 1949). La beta-diversidad (diferencia de composición entre comunidades) se determinó a partir del índice de similaridad de Sorensen (Brower *et al.*, 1997).

Tabla 1. Tipo, cobertura vegetal, pedregosidad y cubierta vegetal de cada parcela.

| Zona | Tipo | Parcela | Cobertura (%) | Pedregosidad (%) | Prof. Suelo (cm) |
|------|----------------------|---------|---------------|------------------|------------------|
| A | Quemada Fajina | 1 | 89-90 | 80 | 7 |
| | | 2 | 50-60 | 60 | 5 |
| | | 3 | 70 | 80-90 | 5 |
| B | Quemada Cordón | 4 | 80 | 80 | 8 |
| | | 5 | 80 | 70 | 8 |
| | | 6 | 80-85 | 50-60 | 5 |
| C | Quemada No actuación | 7 | 70-75 | 70 | 20 |
| | | 8 | 80 | 85 | 20 |
| | | 9 | 80 | 70 | 8 |
| D | No Quemada | 10 | 95 | 50-60 | 20 |
| | | 11 | 100 | 70 | 20 |
| | | 12 | 80 | 90 | 12 |

2.3. Análisis estadístico

Para detectar la similaridad y diferencias en composición y cobertura de especies germinadoras se realizaron sendos análisis de similaridad (ANOSIM) y análisis de porcentaje de similaridad (SIMPER) considerando el tratamiento (acordonado, fajina, quemado sin actuación y no quemado) como factor diferenciador de grupos, utilizando el programa PRIMER 6. En el caso de los índices de biodiversidad y cobertura, además, se realizó un análisis estadístico ANOVA, considerando el tratamiento como el principal factor. Previamente, el diseño del muestreo permitió considerar todas las muestras como espacialmente independientes; comprobando la normalidad y homocedasticidad de los datos mediante test de Shapiro Wilk y test de Barlett respectivamente, realizando la transformación de las variables mediante la raíz cuadrada cuando fue necesario. Como test de comparación

post-hoc se empleó el test de Tukey. Se estableció un nivel de significación en todas las pruebas del 5% ($p < 0,05$) para rechazar la hipótesis nula (las muestras pertenecen a la misma población, procediendo las diferencias entre muestras al muestreo), salvo que se indique lo contrario en cada caso.

3. Resultados y discusión

Patrones significativamente diferentes en los parámetros medidos relacionados con la vegetación han sido observados en el presente estudio, lo cual induciría a pensar que los tratamientos post-incendio a nivel ladera, tienen un efecto significativo sobre la recuperación de la vegetación. Estudios similares en la misma zona de estudio han demostrado que las parcelas quemadas con tratamiento presentan mayor contenido en materia orgánica que las no tratadas, con un aumento de más del 3% de media para el tratamiento fajina y del 2% para el cordón. Este hecho puede estar generado por dos factores: el efecto barrera/deposición de sedimentos realizado por los cordones y fajinas, y la lenta incorporación de restos procedentes del material vegetal utilizado en su construcción, que favorecerían el aumento de la materia orgánica del suelo (Gómez-Sánchez *et al.*, in press.).

De forma general y tal y como se observa en la *Tabla 2*, la riqueza de especies, la abundancia, el índice de Margalef, el índice de Shannon y el índice de Simpson en cada una de los tratamientos estudiados presenta niveles similares pudiendo inferir que el paso del fuego no ha generado un deterioro de éstos indicadores si bien es verdad, que la abundancia se ve reducido en las parcelas afectadas por incendio y muy especialmente, en las parcelas incendiadas sin ningún tipo de actuación post-incendio. De este modo, se puede afirmar que los trabajos de restauración favorecerían la recuperación de los niveles de abundancia y riqueza 5 años después del incendio ya que se alcanzan los valores de la zona no incendiada.

En relación a la similaridad entre tratamientos, el análisis ANOSIM demostró que existen diferencias significativas entre todos los tratamientos realizados para la cobertura de especies, a excepción de la comparación entre fajinas y acordona-

Tabla 2. Especies vegetales existentes (sólo se consideraron en el estudio las especies germinadoras), la riqueza de especies, la abundancia, el índice de riqueza de Margalef, el índice de Shannon y el índice de Simpson en cada una de los tratamientos estudiados. Condiciones experimentales con diferente letra indican diferencias significativas según el test de Tukey ($p < 0.05$).

| | No quemado | Quemado sin act. | Acordonado | Fajina |
|---------------------|------------|------------------|------------|-------------|
| Riqueza de especies | 7±1 a | 6±1 a | 5±2 a | 6±1 a |
| Individuos | 608±204 b | 371±114 a | 455±200 ab | 495±131 ab |
| Riqueza Margalef | 0,7±0,1 a | 0,8±0,04 b | 0,8±0,1 b | 0,8±0,08 b |
| Shannon | 1,4±0,2 a | 1,6±0,1 a | 1,4±0,3 a | 1,4±0,2 a |
| Simpson | 0,6±0,1 a | 0,76±0,04 a | 0,6±0,1 a | 0,71±0,07 a |

do, en cuyo caso no se detectan diferencias significativas (Global R: 0,301, Nivel de significancia de la muestra estadística: 0,1%, Número de permutaciones: 999). En este sentido, la cobertura vegetal es mayor pasado 5 años después del incendio en las zonas en las que se construyeron fajinas y se establecieron acordonados. Este hecho podría estar explicado en parte por una mejora de la humedad del suelo que favorece el establecimiento de la vegetación (Rey *et al.*, 2005). Las principales especies que aparecen en cada una de las condiciones experimentales vienen expuestas en la *Tabla 3*. La similaridad media calculada en base a las especies vegetales presentes en cada zona de actuación disminuye para los acordonados y fajinas. Es interesante destacar que las obras de actuación post-incendio presentan buenos regenerados de pino carrasco, lo que indicaría que la respuesta de esta especie arbórea es óptima después de incendio y no necesita apoyarse en medidas de restauración para lograr su reclutamiento inicial después de incendio (González-De Vega *et al.*, 2018). En general, las especies arbustivas y herbáceas aparecidas son similares a lo largo de todas parcelas (*Tabla 3*), encontrándose las especies princi-

Tabla 3. Porcentaje de abundancia y similaridad media de las principales especies vegetales encontradas en cada condición experimental.

| No quemado (G1) Similaridad media = 40,40 | % abundancia | Queimado sin act. (G2) Similaridad media = 48,62 | % abundancia |
|--|---------------------|---|---------------------|
| <i>Cistus albidus</i> | 36,5 | <i>Fumana ericoides</i> | 27,2 |
| <i>Pinus halepensis</i> | 22,1 | <i>Pinus halepensis</i> | 21,4 |
| <i>Halimium hatruplicifolium</i> | 14,6 | <i>Rosmarinus officinalis</i> | 20,7 |
| <i>Klasea flavescens subsp leucanta</i> | 11,2 | <i>Cistus clusii</i> | 15,1 |
| <i>Rosmarinus officinalis</i> | 5,5 | <i>Helianthemum cinereum</i> | 5,6 |
| Acordonado (G3) Similaridad media = 39,04 | % abundancia | Fajina (G4) Similaridad media = 37,11 | % abundancia |
| <i>Cistus albidus</i> | 38,2 | <i>Rosmarinus officinalis</i> | 31,1 |
| <i>Pinus halepensis</i> | 16,3 | <i>Cistus albidus</i> | 25,0 |
| <i>Cistus clusii</i> | 15,3 | <i>Pinus halepensis</i> | 13,7 |
| <i>Rosmarinus officinalis</i> | 9,6 | <i>Cistus clusii</i> | 13,4 |
| <i>Helianthemum cinereum</i> | 8,3 | <i>Fumana ericoides</i> | 5,2 |
| <i>Rhamnus lycioides</i> | 6,0 | <i>Centaurea antennata</i> | 4,8 |

palmente dentro de las familias de las cistáceas, labiadas y crucíferas, todas ellas con alta capacidad colonizadora en los ambientes presentes en la zona de estudio. Por último, en la *Tabla 4* se muestran las principales especies que contribuyen a la disimilitud entre grupos en base a las especies encontradas en cada uno de los inventarios de vegetación. Tal y como demostró el análisis ANOSIM, la disimilitud más baja se detecta entre las parcelas de fajinas y acordonado (*Tabla 4*), y las

Tabla 4. Porcentaje de abundancia de las principales especies encontradas en cada condición experimental.

| G1 and G2: Media disimilaridad = 70.99 | Media G1 | Media G2 | Contribución% | Acum.% |
|---|-----------------|-----------------|----------------------|---------------|
| <i>Cistus albidus</i> | 208.33 | 0 | 28.21 | 28.21 |
| <i>Halimium halimifolium</i> | 115 | 25.78 | 15.83 | 44.04 |
| <i>Pinus halepensis</i> | 100 | 68.44 | 10.31 | 54.35 |
| G1 and G3: Media disimilaridad = 65.59 | Media G1 | Media G3 | Contribución% | Acum.% |
| <i>Cistus albidus</i> | 208.33 | 170.56 | 26.71 | 26.71 |
| <i>Halimium halimifolium</i> | 115 | 30.78 | 16.42 | 43.14 |
| <i>Pinus halepensis</i> | 100 | 59.11 | 10.94 | 54.08 |
| G2 and G3: Media disimilaridad = 68.55 | Media G2 | Media G3 | Contribución% | Acum.% |
| <i>Cistus albidus</i> | 0 | 170.56 | 27.57 | 27.57 |
| <i>Fumana ericoides</i> | 76.44 | 4.44 | 13.14 | 40.7 |
| <i>Pinus halepensis</i> | 68.44 | 59.11 | 10 | 50.7 |
| G1 and G4: Media disimilaridad = 71.46 | Media G1 | Media G4 | Contribución% | Acum.% |
| <i>Cistus albidus</i> | 208.33 | 89.67 | 27 | 27 |
| <i>Halimium halimifolium</i> | 115 | 6.11 | 17.56 | 44.56 |
| <i>Pinus halepensis</i> | 100 | 33.56 | 12.34 | 56.9 |
| G2 and G4: Media disimilaridad = 66.48 | Media G2 | Media G4 | Contribución% | Acum.% |
| <i>Cistus albidus</i> | 0 | 89.67 | 18.08 | 18.08 |
| <i>Fumana ericoides</i> | 76.44 | 14.11 | 14.63 | 32.71 |
| <i>Pinus halepensis</i> | 68.44 | 33.56 | 12.7 | 45.41 |
| G3 and G4: Media disimilaridad = 63.93 | Media G3 | Media G4 | Contribución% | Acum.% |
| <i>Cistus albidus</i> | 170.56 | 89.67 | 30.89 | 30.89 |
| <i>Pinus halepensis</i> | 59.11 | 33.56 | 9.94 | 40.83 |
| <i>Rhamnus lycioides</i> | 41.11 | 30 | 9.83 | 50.66 |

especies que contribuyen a ella son principalmente *Cistus albidus*, *Pinus halepensis* y *Rhamnus lycioides*. En el lado opuesto, las parcelas que presentan una mayor disimilaridad son las parcelas quemadas sin actuación y las parcelas no quemadas, contribuyendo a esta diferenciación principalmente *Cistus albidus*, *Halimium ha-*

limifolium y *Pinus halepensis*. Será interesante observar la evolución del ecosistema en el medio plazo, para ver si las diferencias encontradas entre las zonas de actuación, dan lugar a comunidades vegetales más y mejor diferenciadas.

4. Conclusiones

A partir de los datos obtenidos, se puede concluir en general que los tratamientos realizados favorecen la recuperación de la vegetación en términos de abundancia (cobertura) después del incendio. Desde el punto de vista de la biodiversidad, todos los tratamientos (incluido la no actuación) recuperan los niveles pre-incendio (zonas control) sin que existen diferencias entre ellos, lo que confirma que se trata de ecosistemas adaptados al paso del fuego.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los servicios forestales de la Junta de Comunidades de Castilla La Mancha, Dirección Provincial de la Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural en Albacete, por la ayuda y asistencia en los trabajos de campo. El trabajo presentado en esta comunicación ha sido financiado por los proyectos “Mejora de la resiliencia y disminución de la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales en ambientes mediterráneos (REVULFO)” financiado por la Diputación de Albacete y la Universidad de Castilla La Mancha y por el proyecto “Reducción de la Severidad del Fuego Mediante Nuevas Herramientas y Tecnologías para la Gestión Integrada de la Protección contra los Incendios Forestales “GEPRIF” (RTA2014-00011-C06-05)”.

5. Bibliografía

- Alloza, J.; García, S.; Gimeno, T.; Baeza, M.; Vallejo, V.; 2014. *Guía técnica para la gestión de montes quemados*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Allué J. 1990. *Atlas fitoclimático de España. Taxonomías*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. INIA. Madrid.
- Brower, J.E.; Zar, J.H.; Von Ende, C.N.; 1997. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. 4th ed. WCB McGrawHill. Boston.
- Gómez-Sánchez, M.E.; Lucas-Borja, M.E.; Plaza-Álvarez, P.A., González-Romero, J.; Sagra, J.; Moya, D.; De Las Heras, J.; 2018. Effects of postfire hillslope stabilisation techniques on chemical, physico-chemical and microbiological soil properties in Mediterranean forest ecosystems. *J. Environ. Manage.*, (In press).
- Margalef, D.R.; 1958. Information Theory in Ecology. *General Systematics*, 3: 36-71.
- Mataix-Solera, J.; Cerda, A.; 2009. *Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres*

- y suelos. Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles.* Fuegoed, Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia. Spain, 27-53.
- Rey, F.A.; Isselin-Nondedeu, F.; Bedecarrats, A.; 2005. Vegetation dynamics on sediment deposits upstream of bioengineering works in mountainous marly gullies in a Mediterranean climate (Southern Alps, France). *Plant and Soil*, 278: 149-158. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-8422-3>
- Robichaud, P.R.; Lewis, S.; Ashmun, L.; 2008. *New procedure for sampling infiltration to assess post-fire soil water repellency.* US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Shannon, C.E.; Weaver, W.; 1949. *The Mathematical Theory of Communication.* University Illinois Press, Urbana, IL.
- Simpson, E.H.; 1949. Measurement of Diversity. *Nature*, 163: 688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- González-De Vega, S.; De Las Heras, J.; Moya, D.; 2018. Post-Fire Regeneration and Diversity Response to Burn Severity in *Pinus halepensis* Mill. *Forests* 9(6): 299. <https://doi.org/10.3390/f9060299>
- Whittaker, R.H.; 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21:213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>