



Trabajo Fin de Grado

Eficacia de las fajinas como medida de control de la erosión del suelo post-incendio en Luna (Cinco Villas)

Effectiveness of log debris dams as a post fire measure for the control of soil erosion in Luna (Cinco Villas)

Autor

Luis Ballesteros Sanz

Director

David Badía Villas

Grado en Ciencias Ambientales

Escuela Politécnica Superior de Huesca

Año 2017

Agradecimientos

En estas líneas me gustaría mostrar mi agradecimiento a todas personas que han contribuido a la realización de este Trabajo Fin de Grado, y que han formado parte de mi vida a lo largo de mis años en la universidad.

A mis padres, Vicente y María José, por el esfuerzo y apoyo diario. Gracias por vuestra entrega y sacrificio, sin vosotros no habría sido posible. Este reconocimiento lo hago extensivo al resto de mi familia, que son una ayuda imprescindible.

A mi director David Badía Villas, por su colaboración y disponibilidad en este proyecto. Gracias por los conocimientos que me has aportado.

A mis amigos y compañeros de grado, pues habéis hecho de todos estos años una experiencia única e inolvidable.

A todo el personal, que en algún momento se prestó a colaborar desinteresadamente facilitando la labor realizada.

A Jesús Catalán Sesma, farmacéutico de Luna y aficionado a la botánica, por ayudarme generosamente en los estudios de la vegetación ante la dificultad para la identificación de alguna especie.

Por último, a mi primo Carlos Auría, por prestarse a colaborar en la realización y colocación de las trampas de sedimentos, pues me facilitó enormemente la tarea.

Gracias a todos.

Resumen

El día 4 de julio de 2015 se originó en el término municipal de Luna (Cinco Villas) un incendio forestal que afectó a 13.889 ha. El Gobierno de Aragón decidió construir fajinas como medida de restauración ecológica. El presente trabajo fin de grado ha evaluado la eficacia de estas fajinas para retener sedimentos y el agua de escorrentía en dos laderas de orientación diferente (NE y SE), mediante trampas Gerlach en un total de 5 parcelas experimentales. Además se ha analizado la evolución de la cobertura vegetal mediante el método Point-Quadrat desde el momento de la instalación de las fajinas. El análisis ha incluido tres medidas de la vegetación y nueve de sedimentos a lo largo del periodo de estudio, de diciembre de 2016 a mayo de 2017. Los resultados obtenidos muestran como las fajinas han sido significativamente eficaces ($p=0,001$) en la retención de sedimentos en la ladera SE pero no en la NE, donde la cobertura vegetal ha sido mayor. La cobertura vegetal no muestra diferencias significativas en cuanto a la instalación de la fajina; además el número de especies aumenta conforme lo hace el tiempo de estudio, siendo *Brachypodium retusum* el que mayor cobertura aporta en todos muestreos en ambas orientaciones.

Palabras clave:

Fajinas- Sedimentos- Erosión- Cobertura vegetal- Orientación- Restauración- Incendio forestal

Abstract

On 4th july 2017, a forest fire in Luna (Cinco Villas) burnt 13,889 hectareas. The Aragon's government decided to build log dams as a measure of ecological restoration. This TFG has evaluated the effectiveness of these log dams to retain the sediments and runoff water in two slopes of different orientation (NE and SE), through Gerlach traps in five experimental plots. The evolution of the vegetation cover has also been analyzed using the Point-Quadrat method since the installation of the log dams. The study has included three vegetation's measurements and nine sediments measurements throughout the study period from December 2016 to May 2017. The results show that the log dams have been significantly effective ($p=0,001$) in sediment retention in the SE slope, but not in the NE slope, where the vegetation cover has been higher. The vegetal coverage doesn't show significant differences regarding the log dam installation. In addition, the number of species increases as study time does. *Brachypodium retusum* is the species that most soil coverage represents in all samples in both orientations.

Keywords:

Log dams- Sediment- Erosion- Vegetation cover- Orientation- Restoration- Forest fire

Contenido

Agradecimientos	3
Resumen.....	4
Abstract	5
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 El fuego y los incendios forestales	1
1.2 Los incendios forestales en España.....	2
1.3 La restauración de las zonas afectadas por los incendios.....	5
2. OBJETIVOS	19
3. ÁREA DE ESTUDIO	20
3.1 Localización	20
3.2 Vegetación.....	21
3.3 Climatología.....	23
3.4 Geomorfología	23
4. MATERIAL Y MÉTODOS	25
4.1 Elección de los puntos de muestreo	25
4.2 Preparación del lugar de muestreo.....	26
4.3 Toma y análisis de muestras	28
4.4 Materia orgánica por calcinación.....	29
4.5 Estudio de la vegetación	30
4.6 Herramientas informáticas	31
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	32
5.1 Erosión.....	32
5.2 Agua de escorrentía: cantidad y calidad (pH y CE).....	38
5.2.1 Cantidad del agua de escorrentía	38
5.2.2 Calidad del agua de escorrentía	39
5.3 Calidad del sedimento (%C orgánico)	43
5.4 Rendimiento de las fajinas en la retención de sedimentos y el agua de escorrentía	45
5.4.1 Rendimiento de las fajinas en la retención de sedimentos	45
5.4.2 Rendimiento de las fajinas en la retención del agua de escorrentía	48
5.5 Evolución de la cobertura vegetal.....	50
5.6 Evolución del suelo desnudo.....	60
6. CONCLUSIONES	62
Bibliografía	63

Anejos.....	70
Anejo 1. Estudio de la vegetación	70
Anejo 2. Análisis de la calidad del sedimento	85
Anejo 3. Ejemplo de StatView	86

1. INTRODUCCIÓN

El día 4 de julio de 2015 se originó en el término municipal de Luna un incendio forestal que se extendió por los municipios de Orés, Asín, Uncastillo, Ejea de los Caballeros y Biota, afectando a un total de 13.889 ha, siendo la superficie forestal quemada de 7.143,30 ha. (Gobierno de Aragón, 2015).

Este incendio ha sido el de mayor gravedad en términos de superficie quemada y en cuanto a número de recursos que participaron en la extinción y población damnificada en la historia reciente de esta región (Gobierno de Aragón, 2015).

1.1 El fuego y los incendios forestales

El fuego es un factor ecológico natural en los ecosistemas terrestres; sin fuego, los ecosistemas terrestres serían otros. De hecho, la humanidad ha sabido adaptarse y utilizarlo como una herramienta para acelerar ciclos biogeoquímicos, aclarar campos de cultivo, abrir pastos, cazar, y aumentar la diversidad. Pero también es conocido el impacto negativo del fuego sin control (Mataix-Solera y Cerdà, 2009).

El fuego debe de ser entendido sobretodo como uno de los procesos planetarios clave, junto al clima, que ha condicionado la evolución y la dispersión de plantas y el desarrollo de los biomas, la formación de suelos y los ciclos hidrológico y erosivo (Mataix-Solera y Cerdà, 2009). El fuego elimina temporalmente la parte aérea de la vegetación y altera la parte superficial de los suelos, y por tanto, influye en el ciclo del agua y en las formas terrestres, y estos cambios, a su vez, terminarán por condicionar la evolución de los ecosistemas. En concreto, el fuego reduce la infiltración (Cerdà y Robichaud, 2009), por lo que la generación de escorrentía aumenta. Las formas de las laderas, las terrazas y llanos aluviales, los deltas, y otras formas terrestres son dependientes de los cambios en los procesos erosivos. El fuego acelera la remoción, transporte y sedimentación de los materiales, y sin ellos, la actividad geomorfológica sería reducida en muchos ecosistemas terrestres (Mataix-Solera y Cerdà, 2009).

Se define incendio forestal como “fuego que se extiende sin control sobre combustibles forestales situados en el monte”. Esta definición es la establecida en la Ley 43/2003 de Montes. De esta definición debe entenderse que para que un fuego sea considerado incendio forestal debe afectar necesariamente a terreno forestal, tal y como éste queda definido en el artículo 5 de la citada ley. A los efectos de esta Ley, se entiende por monte “todo terreno en el que vegetan especies forestales arbóreas, arbustivas, de matorral o herbáceas, sea espontáneamente o procedan de siembra o plantación, que cumplan o puedan cumplir funciones ambientales, protectoras, productoras, culturales, paisajísticas o recreativas”. Tienen también la consideración de monte (MAGRAMA, 2012):

- Los terrenos yermos, roquedos y arenales.
- Las construcciones e infraestructuras destinadas al servicio del monte en el que se ubican.

- Los terrenos agrícolas abandonados que cumplan las condiciones y plazos que determine la comunidad autónoma, y siempre que hayan adquirido signos inequívocos de su estado forestal.
- Todo terreno que, sin reunir las características descritas anteriormente, se adscriba a la finalidad de ser repoblado o transformado al uso forestal, de conformidad con la normativa aplicable.
- Los enclaves forestales en terrenos agrícolas con la superficie mínima determinada por la Comunidad Autónoma.

1.2 Los incendios forestales en España

La magnitud de las cifras anuales del número de siniestros y superficies afectadas en España, con una media de 17.117 siniestros al año y 113.847,72 ha afectadas, refleja la gravedad del problema, debida entre otros factores al clima mediterráneo característico de gran parte del territorio nacional y al uso tradicional del fuego por parte de la población. La magnitud del problema ocasiona el gasto de millones de euros por parte de las administraciones estatal, autonómicas y locales en la prevención y extinción de los incendios forestales (MAGRAMA, 2012).

Aunque la Estadística General de Incendios Forestales (EGIF) cuenta con información normalizada desde el año 1968, existe información de años previos, habiéndose incorporado los datos de los años 1961-1967, como se refleja en la figura 1.

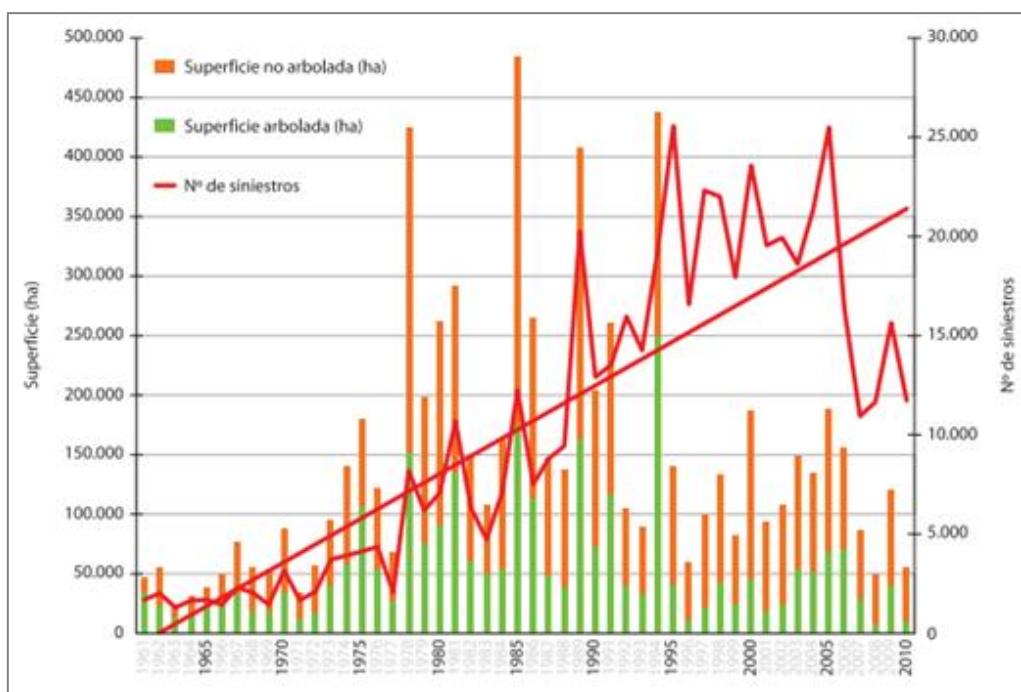


Figura 1. Evolución del número de incendios y superficies afectadas entre 1961-2010. Fuente: *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) (2016)*.

La tendencia del número de siniestros en el período comprendido entre 1961 y 2010 es creciente. En este análisis hay que tener en cuenta la mejora de la recogida de la información a lo largo de los años que ha permitido en la actualidad el registro de todos y cada uno de los siniestros forestales, aunque en ellos no hayan intervenido medios de extinción, mientras que esto no era así en las décadas de los sesenta y setenta. En el período 1991-2000 se dobla el número de siniestros respecto del decenio

anterior, alcanzándose una media de 19.097 siniestros al año, disminuyendo ésta hasta 17.127 en el periodo 2001-2010, debido a los años 2007- 2010, período en el que se aprecia por primera vez una tendencia decreciente. El análisis de las superficie afectadas, sin embargo, nos revela una evolución diferente, siendo la tendencia creciente hasta mediados de los años 90, y sufriendo posteriormente un notable descenso, debido, no a la disminución en el número de siniestros, si no, a la implementación y constante crecimiento de los dispositivos de extinción de incendios forestales autonómicos tras el traspaso de competencias de los años 80 y el incremento de su eficacia (MAGRAMA, 2012).

En Aragón, desde el año 2005 hasta el 2015 (año en que ocurre el incendio de Luna) existe gran variabilidad tanto en el número de incendios como en la superficie afectada (figura 2), siendo el 2015 un año bastante negativo en cuanto a superficie forestal afectada (Gobierno de Aragón, 2016).

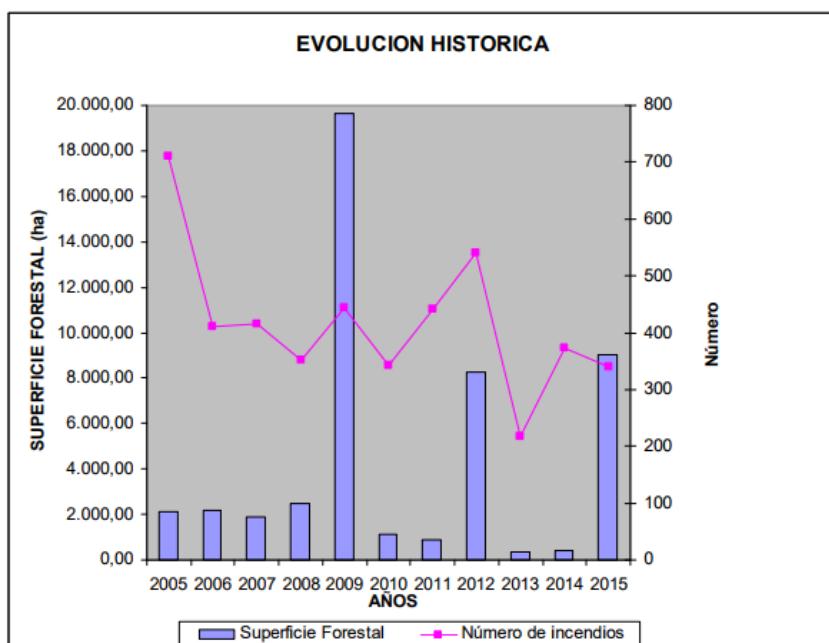


Figura 2. Evolución histórica de los incendios forestales en Aragón (2005-2015). Fuente: *Gobierno de Aragón (2016)*.

Cabe destacar que en España han sucedido varios cambios relacionados con factores determinantes en la ocurrencia y magnitud de los incendios. Estos cambios son de tres tipos: 1) socio-económicos, particularmente en zonas rurales debido a la migración de la población, hecho que afectó al uso del suelo y a la composición de los paisajes; 2) cambios en las políticas de lucha contra incendios, siendo más eficientes en la última década y 3) cambios climáticos, con un aumento generalizado de las temperaturas (Moreno *et al.*, 2015).

Las causas de los incendios forestales se clasifican en cinco grandes grupos: incendios por rayos, negligencias y causas accidentales, intencionados, desconocidos y por reproducción de incendios anteriores. Las causas accidentales y negligentes se dividen a su vez en diversos grupos de causas recogidas en el parte de incendio (quemas agrícolas, quemas para regeneración de pastos, trabajos forestales, hogueras, fumadores, etc.).

El 78 % del total de los siniestros tienen origen antrópico, bien sean debidos a negligencias y causas accidentales, o bien sean intencionados, afectando éstos al 82,6 % de la superficie total forestal. Los incendios intencionados son los más numerosos, representan más de la mitad del total y el 60 % de la superficie afectada (se incluyen en este apartado las quemas agrícolas, de eliminación de matorral y de regeneración de pastos que se dejan arder de forma incontrolada, afectando al monte). Dentro de las negligencias y accidentes, responsables del 23,31 % de los siniestros y del 23,15 % de la superficie afectada, las quemas agrícolas junto con las quemas para regeneración de pastos son las que mayor porcentaje suponen tanto en número de siniestros (8,21 %) como en superficie afectada (5,17 %), a excepción de la tipología "otras" (MAGRAMA, 2012).

En cuanto a las especies más afectadas por incendios forestales se encuentran aquellas cuyas formaciones ocupan una mayor superficie a nivel nacional, como *Quercus ilex* (7.6%), *Pinus halepensis* (11%) y *Pinus pinaster* (27%). Sin embargo, también se ven afectadas otras como el *Eucalyptus globulus* (14%) o el *Pinus canariensis* (7.1) que, aunque menos abundantes, tienen una distribución que por razones meteorológicas y/o socioeconómicas las hace más vulnerables. Esto se puede visualizar en la siguiente figura.

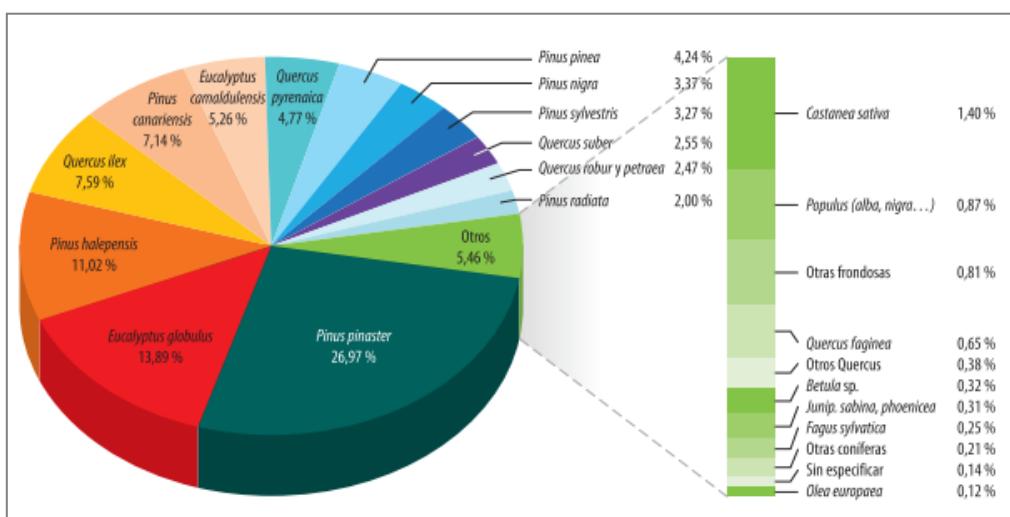


Figura 3. Porcentaje de superficie afectada por especies, 2001-2010. Fuente: *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente* (2012).

Los incendios se producen en prácticamente la totalidad de nuestra geografía, pero no de una manera uniforme, ya que existe una gran heterogeneidad en el territorio nacional en cuanto a meteorología, topografía, vegetación y factores socioeconómicos. Como se puede apreciar en la figura 4, Galicia es la Comunidad Autónoma que más siniestros sufre, con un 42,29%, seguida de Castilla y León y de Asturias. Me parece destacable el hecho de que las tres Comunidades que más siniestros sufren estén situadas en el Noroeste del país.

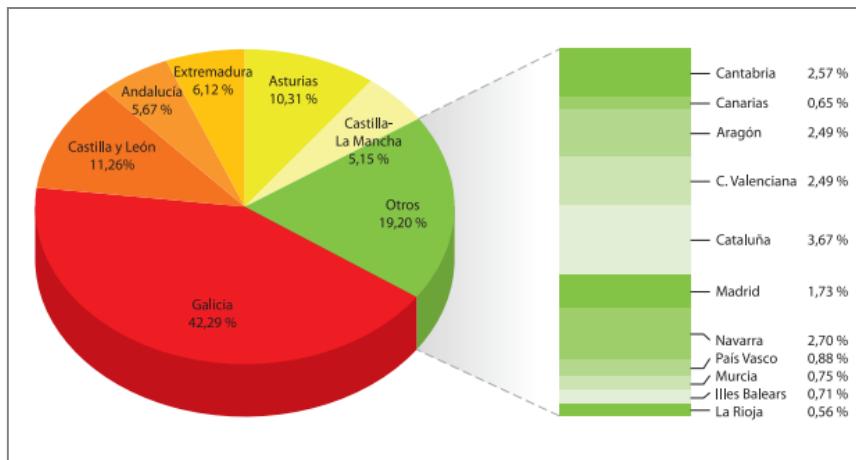


Figura 4. Distribución del número de siniestros por Comunidades Autónomas 2001-2010.

Fuente: *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente* (2012).

Durante el año 2015, el año en que se dio el incendio que se estudia en este trabajo, tuvieron lugar 15 Grandes Incendios Forestales (GIF), categoría que incluye aquellos incendios que superan las 500 hectáreas forestales afectadas. Los GIF se repartieron principalmente durante la campaña de verano. En total los GIF registrados, recogidos en la tabla que se muestra a continuación (tabla 1), supusieron un 38,76% de la superficie total afectada y un 0,12% del total de siniestros ocurridos.

Provincia	Municipio	Fecha (día/mes)	Superficie Forestal
Alicante	Vall d'Ébo	14-5	1.715,05
Zaragoza	Luna	4-7	8.400,00
Jaén	Quesada	5-7	9.060,66
Granada	Gualchos	8-7	1.463,14
León	Quintana del Castillo	15-7	2.124,00
Toledo	Navalcán	16-7	940,00
Zamora	Trabazos	21-7	878,02
Barcelona	Odena	26-7	1.059,40
León	Lucillo	26-7	1.113,00
Soria	Burgo de Osma	28-7	528,08
Asturias	Tineo	27-7	553,14
Cáceres	Acebo	6-8	6.830,98
Cáceres	Logrosán	10-8	776,20
Ourense	Cualedro	30-8	1.478,24
Asturias	Boal	19-12	2.554,00
SUPERFICIE FORESTAL AFECTADA			39.474,91

Tabla 1. Grandes Incendios Forestales en el año 2015. Fuente. *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente* (2016).

1.3 La restauración de las zonas afectadas por los incendios

Las diferentes especies vegetales presentes en los distintos ecosistemas responden de forma diferencial al fuego, dependiendo de sus habilidades para tolerarlo y de los mecanismos de regeneración que posean (Lloret y Vilà, 2003). En especies carentes de adaptaciones de resistencia o tolerancia al fuego, los incendios, incluso cuando su intensidad es baja, pueden causar una alta mortalidad. Si estas adaptaciones están ausentes en gran parte de las especies que componen la comunidad, el impacto sobre el ecosistema puede cambiar drásticamente la dinámica y composición de

la vegetación y el resto de la cadena trófica (Jaksic, 2015). Es por ello que el mantenimiento de las poblaciones y de la comunidad depende de la resistencia de las semillas en el suelo, de las presentes en las plantas, de la capacidad de rebrote de las plantas dañadas y de la recolonización del sitio desde sectores no afectados (Whelan, 1995). Estos procesos de recolonización pueden llevar tiempos muy largos, ya que la capacidad de dispersión de la vegetación a partir de áreas no quemadas es muy limitada y los suelos han sido erosionados (Jaksic, 2015).

Existen dos grandes grupos de especies vegetales según su respuesta al fuego: las especies rebrotadoras y las no rebrotadoras o germinadoras. Las primeras persisten al fuego por su capacidad para brotar de copa, cepa y/o raíz (Hernández y Romero, 2011). Para ello se desarrollan cortezas gruesas y poco inflamables, que actúan como aislantes térmicos que protegen a la planta para que después del incendio sea capaz de rebrotar. En estos casos, las partes aéreas se queman pero se mantiene viva la cepa que, en algunos casos, está constituida por un tejido llamado lignotuber que actúa como almacén de agua y nutrientes para asegurar la supervivencia de la planta (Molinas y Verdauguer, 1993). Cada rebrotadora dispone de distintas posibilidades de resistencia según la severidad del incendio y el momento de crecimiento de la planta. Los ejemplos son múltiples en la cuenca mediterránea: las especies del género *Quercus*: *Quercus suber*, *Quercus coccifera*, *Quercus ilex* y *Juniperus oxycedrus* (Arianoutsou *et al.*, 1993).

En cuanto a las no rebrotadoras, los individuos no persisten tras el incendio, aunque la población sí puede hacerlo a través de las abundantes semillas que hay en el suelo, las cuales ven favorecida su futura germinación con las elevadas temperaturas del fuego (Hernández y Romero, 2011). En estos casos, los individuos son sustituidos por otros que hacen de sus semillas y que encuentran un espacio sin competencia, donde llega mucha luz y el suelo es rico en nutrientes (DeBano *et al.*, 1998). Un ejemplo son las piñas que se abren con el calor y dispersan los piñones, en especies como *Pinus halepensis*, *Pinus brutia* o *Pinus pinaster*, permitiendo una rápida regeneración del pinar (Arianoutsou *et al.*, 1993). También existen arbustos no rebrotadores que tienen bancos de semillas persistentes en el suelo y resisten el calor del fuego, como las jaras (*Cistus sp*), o las aliagas y erizones (*Genista scorpius*, *Echinospartium horridum*) (Pausas y Keeley, 2009).

En el caso de los ecosistemas mediterráneos, aún con incendios de alta intensidad, la vegetación se suele recuperar con facilidad (Whelan, 1995). Además de las hierbas que cubren el suelo el año posterior al incendio, la mayoría de las plantas rebrotan o germinan con gran facilidad. La dinámica de los ecosistemas mediterráneos ha tenido al fuego como uno de los factores que ha contribuido a su formación y estabilidad. Una prueba de su adaptación son las estrategias de supervivencia y recolonización de la vegetación (Mataix-Solera y Cerdà, 2009) y el aparente vacío biológico que queda tras un incendio es fugaz. Es frecuente observar una gran actividad biológica posterior y plantas simbiontes con algas tras las primeras lluvias (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

Después de la extinción del incendio, procede realizar un diagnóstico de la situación creada y decidir si la intervención en el área quemada será necesaria para paliar los efectos negativos del fuego, acelerar la recuperación del sistema hasta su situación inicial, instalar una nueva especie o si, por el contrario, no se requiere ninguna acción. En ese proceso pesa en gran medida la evaluación del riesgo de pérdidas del suelo, que es el componente más primario y esencial del ecosistema, del que dependen en gran medida la estructura del ecosistema, la funcionalidad y la capacidad de prestación de servicios, y por tratarse de un recurso no renovable, en términos de la duración de la vida humana (Hidalgo, 2016).

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

La formulación y selección de las alternativas de restauración de zonas quemadas puede simular un proceso de gestión adaptativa. Este proceso se puede plantear en diferentes fases temporales, hasta lograr una restauración global de la zona. Para Alloza *et al.* (2013), los procedimientos o técnicas a implementar constarán de un diagnóstico del ecosistema afectado y la selección de alternativas de actuación acordes con el diagnóstico, control de calidad, seguimiento y evaluación:

1.- Evaluación preliminar de impactos. La primera aproximación a la evaluación del impacto ecológico de un incendio puede obtenerse a partir de información cartográfica a escala de planificación (1:50.000).

2.- Actuaciones de emergencia. En esta fase se identifican las zonas más vulnerables y se proponen, en caso necesario, las actuaciones más urgentes para estabilizar la zona afectada y prevenir riesgos.

3.- Ayuda a la regeneración. Se asegura la recuperación de la cobertura vegetal para incrementar la resistencia y resiliencia del monte frente a nuevos incendios forestales. A corto plazo, en base a muestreos de seguimiento realizados para contrastar la eficacia de las actuaciones de urgencia, se puede disponer de información para efectuar un diagnóstico sobre el grado de recuperación de la vegetación, tanto en cobertura como en composición.

4.- Restauración forestal a medio y largo plazo. El objetivo se centra en llevar el ecosistema hacia formaciones maduras autosostenibles, cuya composición permita la revalorización del monte. En esta fase, el diagnóstico deberá reflejar el estado evolutivo en el cual se encuentra el ecosistema y el grado de acumulación de combustible.

Cuando las alteraciones no ocurren de manera natural, la restauración ecológica es necesaria para devolver el ecosistema dañado o destruido a un estado lo más parecido posible al que existía antes de la alteración.

La restauración ecológica, según la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica, (SER) consiste en “asistir a la recuperación de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos”. El objetivo de la restauración ecológica es la conservación y reposición del capital natural, así como la restitución de los servicios ecosistémicos para su disfrute y aprovechamiento por parte de la sociedad. Se distingue de otras prácticas que persiguen objetivos afines en que sus actuaciones se orientan hacia un referente histórico, inciden sobre procesos ecosistémicos que regulan flujos de recursos limitantes, y se implementan de acuerdo con modelos de gestión adaptativa. Para que la restauración ecológica sea realmente ecológica debe realizarse desde una aproximación holística, que contemple conocimientos ecológicos científicamente contrastados, criterios socioeconómicos, el contexto cultural en el que se realiza la intervención, e incluso la emoción y la sensibilidad de cada uno de los pobladores y usuarios de los ecosistemas o paisajes a restaurar.

Para ello, es necesario conocer las condiciones previas a la alteración del ecosistema, tales como composición, estructura y función, ya que esto guiará el diseño de la restauración. La restauración no siempre recupera la composición y estructura del ecosistema previo, ya sea por limitaciones del conocimiento, o porque las condiciones actuales han cambiado y pueden definir una trayectoria de recuperación diferente, dando lugar a un ecosistema alternativo. Por ello, un objetivo realista de restauración ecológica será fomentar las condiciones que permiten la existencia de un ecosistema propio de la región en que se encuentra el área alterada, a través de proveer hábitats y características funcionales necesarias para mantener la dinámica del ecosistema original (Jaksic, 2015).

La forma más efectiva y eficiente en términos ecológicos y económicos de restaurar ecosistemas es a través de la restauración pasiva, con poca intervención. Sin embargo, debido a los recientes avances de la teoría de sucesión ecológica y su uso corriente en las prácticas de restauración, a veces por desconocimiento del proceso, la sucesión espontánea de la vegetación no es considerada una herramienta en muchos proyectos de restauración, donde dominan planteamientos tecnológicos. (Jaksic, 2015).

Después de un incendio no hay sucesión en el sentido de que unas comunidades reemplazan a otras, sino que hay una progresiva reaparición de las especies que pertenecían ya a la comunidad (Trabaud, 1990). Tras el incendio, las herbáceas de vida corta, que alcanzan su pico en 1-5 años, y luego reducen su presencia y diversidad, cubren el suelo junto con los arbustos y leñosas que rebrotan rápidamente. Hay algunas especies para las que el fuego es esencial, ya que sólo aparecen tras el incendio al estar sus semillas en estado latente (De Lillis y Testi, 1990). Los rebrotos de leñosas son siempre muy rápidos debido al sistema radicular bien desarrollado del que disponen, que le permite captar agua y nutrientes, aunque también no rebrotadoras como *Cistus sp.*, *Genista scorpius* y

Rosmarinus officinalis aparecen pronto. El crecimiento es muy activo en los primeros 5 años para posteriormente ralentizarse hasta ser casi nulo 25 ó 30 años después del incendio (Arianoutsou *et al.*, 1993).

Como se ha citado anteriormente, se ha comprobado que las comunidades vegetales de los ecosistemas mediterráneos tienen en general una alta resiliencia a los incendios forestales. Cuando un régimen de incendios permanece en un ecosistema por largo tiempo, se produce un tipo de relación entre la resiliencia de las especies y el régimen de incendios. Según Naveh (1990), para estas especies el fuego puede que sea la única manera de asegurar el rejuvenecimiento. No hay que olvidar que las especies están adaptadas a un régimen de incendios, y el cambio de régimen de incendios puede tener impactos importantes en la sostenibilidad de algunos de los componentes de ese ecosistema (Pausas y Keeley, 2009).

Atendiendo a los efectos de los incendios en el suelo, cabe destacar que su sostenibilidad y recuperación dependen de las funciones y procesos químicos, físicos y biológicos que ocurran debajo de la capa de hojarasca (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Tras el fuego, el suelo puede sufrir cambios directos producidos por el calentamiento y la combustión, e indirectos como consecuencia de la situación microclimática después de la pérdida de la cubierta vegetal y recubrimiento de las cenizas. Estos cambios dependerán principalmente de la temperatura alcanzada durante el incendio (Neary *et al.*, 1999).

El calentamiento del suelo produce variaciones en algunas de las propiedades físicas y químicas, como es el caso del pH y la conductividad eléctrica (CE). El pH del suelo condiciona sus propiedades, su comportamiento y, por tanto, el crecimiento de las plantas. Cada planta adquiere mayor vigor y productividad dentro de un cierto intervalo de valores de pH, lo que no significa que no pueda sobrevivir fuera del intervalo indicado, dado que presentan una cierta capacidad de adaptación. Los microorganismos también son sensibles a las características químicas del medio en el que viven. De ahí que sea de interés observar las variaciones que los incendios forestales provocan en este parámetro y, por tanto, indirectamente, en sus consecuencias. El tiempo de recuperación del pH original del suelo, si éste ha sido modificado por el incendio va a depender de varios factores: la intensidad del incendio, la cantidad y naturaleza de las cenizas aportadas, el pH original del suelo, el contenido de materia orgánica, la capacidad tampon del suelo afectado, así como de las características orográficas y climáticas de la zona en cuestión (Mataix Solera, 1999).

El aporte de cenizas como consecuencia directa de la combustión de la vegetación, así como de la materia orgánica del horizonte más superficial del suelo, en el caso de incendios intensos, provoca un incremento en el contenido de iones en el suelo inmediatamente después del incendio. La medida de la conductividad eléctrica, nos cuantifica esta alteración. Al igual que el pH, la persistencia de la modificación de la CE dependerá de los mismos factores ya mencionados anteriormente. En incendios de intensidad alta y moderada se producen incrementos en la CE del suelo tras el paso del fuego. Las

condiciones climáticas y en especial el régimen pluviométrico de la zona afectada marcarán la evolución del contenido en sales tras el incendio. En condiciones de pluviometrías elevadas y pendientes acusadas, la exportación de esos iones hacia cotas de nivel más bajas condiciona un empobrecimiento de nutrientes en el medio edáfico. Por este motivo consideramos esta determinación interesante para evaluar si existe una pérdida de sales minerales a corto y medio plazo (Mataix Solera, 1999).

La movilidad de los elementos en los suelos varía en función del pH. El pH y la CE normalmente aumentan, debido al aporte de carbonatos, cationes básicos y óxidos procedentes de las cenizas. Este aporte de cenizas también enriquece el suelo con un aumento de nutrientes (Ca, Mg, K, Na, P) y es considerado el mayor factor de crecimiento de la vegetación en los ecosistemas mediterráneos. Sin embargo hay algunos nutrientes (N, P y K) que se volatilizan o se lavan, debido a la acción del viento, la erosión o la lixiviación, sobre todo cuando no hay vegetación (Arianoutsou *et al.*, 1993; Neary *et al.*, 1999).

Respecto a los cambios en el carbono orgánico del suelo, los resultados son complejos y variados según la intensidad del incendio. En incendios de baja intensidad puede haber incrementos de carbono orgánico procedente de la vegetación parcialmente pirolizada, mientras que a intensidades elevadas, la cantidad de materia orgánica de la superficie del suelo puede desaparecer (Bodí *et al.*, 2012). El fuego no sólo modifica la cantidad de la materia orgánica, también altera su calidad, ya que actúa como un agente que acelera las tasas de mineralización del carbono orgánico y modifica las tasas de descomposición postincendio (Knoepp *et al.*, 2005).

La estabilidad de los agregados también puede cambiar tras el paso del fuego. Generalmente se detecta una reducción de la estabilidad de los agregados debido a la pérdida de materia orgánica (DeBano *et al.*, 1998; Badia y Martí, 2003), además de una posible reducción en la porosidad y la capacidad de retención hídrica a intensidades elevadas (Neary *et al.*, 1999). Para Bodí *et al.* (2012), estos tres factores, junto con la hidrofobicidad, son aspectos fundamentales que determinarán la aireación, infiltración y erodibilidad de un suelo, sobre todo cuando se elimina la vegetación y hojarasca.

En cuanto a la textura, a temperaturas más elevadas se puede 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 menor tamaño, 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 las arenas (Fernández y Vega, 2011).

La hidrología del suelo se modifica (como consecuencia del aumento de la hidrofobicidad del suelo, de la reducción de la materia orgánica, de la disminución de la porosidad, de la estabilidad de los agregados y del sellado del suelo por partículas minerales o cenizas y de la reducción de la cubierta vegetal), mediante un aumento de la escorrentía superficial, ya que se elimina la intercepción,

disminuye la evapotranspiración, aumenta la repelencia al agua y disminuye la rugosidad (Neary *et al.*, 1999).

Según Vega el al. (2005), en zonas de matorral quemado se han medido aumentos de escorrentía entre 1,6 y 2,1, pero esta cifra creció hasta 15 veces en el caso de un incendio en un pinar con la copa soflamada y hasta 35 veces en un fuego de copa de pinar (Vega *et al.*, 1982). A nivel de cuenca hidrográfica la respuesta del flujo de agua suele ser menor, especialmente cuando la vegetación rebrota con rapidez (Hidalgo, 2016).

Atendiendo a los efectos del fuego en las cuencas hidrográficas, el suelo, la vegetación y los deshechos (como la hojarasca) son fundamentales para el funcionamiento de los procesos hidrológicos. Las cuencas hidrográficas con buenas condiciones hidrológicas (más del 75% del suelo cubierto de vegetación y deshechos) y una adecuada lluvia mantienen las condiciones del flujo base durante gran parte del año y producen poco sedimento (sólo el 2 por ciento o menos de la precipitación se convierte en escorrentía superficial) y la erosión es baja (Bailey y Copeland, 1961). Cuando las perturbaciones del sitio, como el fuego severo, producen condiciones hidrológicas que son pobres (menos del 10 por ciento de la superficie del suelo cubierta con plantas y deshechos), la escorrentía superficial puede aumentar por más de 70 y la erosión puede aumentar en tres órdenes de magnitud.

La pérdida de suelo de las laderas produce varios impactos significativos en el ecosistema, como reducir la productividad del sitio o degradar la calidad del agua y cambiar las características geomorfológicas e hidrológicas de ecosistemas de ribera. La escorrentía disminuye con el tiempo a medida que la vegetación arbolada y herbácea vuelve a crecer, en un período de recuperación que oscila entre algunos años y décadas (Robichaud *et al.*, 2000).

Las cuencas quemadas generalmente responden a la lluvia más rápido que las cuencas no quemadas, produciendo más "inundaciones repentinas". Los suelos repelentes al agua y la pérdida de la cubierta harán que los picos de inundación lleguen más rápido, lleguen a niveles más altos y arrastren cantidades significativamente mayores de carga de lecho y sedimentos suspendidos (Robichaud *et al.*, 2000).

El suelo, como componente básico del ecosistema forestal, puede sufrir cambios directos, producidos por el calentamiento, en sus propiedades físicas, químicas y biológicas, y cambios indirectos (en la humedad edáfica, temperatura y radiación solar) que afectarán a la recuperación del sistema tanto en beneficio (menos competencia, más luz, más nutrientes) como en detrimento (mayor erosión, menos infiltración) del ecosistema (Neary *et al.*, 1999), como consecuencia de la nueva situación microclimática después de la pérdida de la cubierta vegetal, de la cubierta de cenizas, así como una mayor susceptibilidad a la erosión, tanto hídrica como eólica (Mataix Solera, 1999). Esas alteraciones, pueden retrasar el crecimiento de una nueva cubierta vegetal y por tanto exponer durante más tiempo al suelo frente a los agentes erosivos. En el suelo descubierto tras el incendio y, frecuentemente ennegrecido por una combustión incompleta y, por tanto, con un poder de reflexión generalmente muy

inferior al de una superficie cubierta de vegetación, aumentan la temperatura y la evaporación, al tiempo que disminuyen la absorción y retención de agua, la porosidad, la aireación y la capacidad de infiltración. Generalmente se suele producir una reducción de la disponibilidad de agua en el suelo y un aumento de la escorrentía superficial y por tanto de la erosión. El fuego contribuye también a la meteorización de las rocas, que se fragmentan o desescaman, debido al cambio brusco de temperatura, facilitando así su erosión posterior por otros agentes y favoreciendo la incorporación de sus partículas y elementos al suelo (Mataix-Solera, 2007).

Los incendios forestales de alta severidad generalmente aumentan la erosión del suelo a través de la destrucción de la vegetación y la cubierta vegetal, lo que expone el suelo mineral al impacto de las gotas de lluvia y reduce su capacidad de infiltración, mejora la repelencia al agua del suelo y altera otras propiedades físicas que influyen en el proceso de erosión (Fernández y Vega, 2016).

La erosión consiste en el desprendimiento, transporte y posterior depósito de materiales de suelo o roca por acción de la fuerza de un fluido en movimiento; puede ser generada tanto por el agua como por el viento (Díaz-Mendoza, 2011); es un proceso natural que ocurre en paisajes a diferentes velocidades y escalas, dependiendo de la geología, topografía, vegetación y clima. Las tasas de erosión natural aumentan a medida que aumenta la precipitación anual (Robichaud et al., 2000).

Las actividades perturbadoras del paisaje, como la preparación mecánica del sitio, la agricultura y la construcción de caminos, conducen a la mayor erosión, que generalmente supera el límite superior de la erosión geológica natural. Los incendios y las actividades de lucha contra incendios (construcción de líneas de fuego, caminos temporales, construcción de helipuertos y rehabilitación después del incendio) también pueden afectar la erosión (Robichaud et al., 2000).

Los rendimientos de sedimentos 1 año después de las quemas prescritas y los incendios forestales varían de muy bajo, en terreno plano y en ausencia de grandes precipitaciones, hasta extremos, en terrenos escarpados afectados por tormentas de alta intensidad (Robichaud et al., 2000).

Los suelos forestales mediterráneos presentan un régimen hídrico xérico o arídico y suelen ser poco profundos, pobres en materia orgánica y fuertemente dependientes del material parental; con frecuencia muestran una baja estabilidad estructural, propensión al sellado y encostramiento, poca fertilidad, falta de propágulos y escasa actividad biológica en parte debido a los usos anteriores. Estas características, unidas a la agresividad de las lluvias, al relieve accidentado, al mal estado general de la vegetación y a la actividad humana, confieren un alto riesgo de degradación a muchos suelos del área mediterránea (Llovet et al., 2009a).

Me parece interesante el hecho de que la respuesta de la vegetación y el riesgo erosivo pueden estar inversamente relacionados por un mismo régimen de precipitaciones; es decir, un periodo de sequía posterior al fuego da lugar a unas producciones moderadas de escorrentía y sedimentos a corto plazo después del fuego pero, a la vez, da lugar a un desarrollo pobre de la vegetación que amplía el plazo durante el cual el riesgo de eventos erosivos graves es elevado (Llovet et al., 2009)

La recuperación de las tasas de erosión previas al incendio es variable (Fernández y Vega., 2016), ya que depende de varios factores, como la estación en la que comparemos las tasas, el tipo de suelo, la pendiente, el tiempo que haya pasado desde el incendio o de la severidad del incendio. En una recopilación realizada por Bodí *et al.* (2012), las tasas de erosión y escorrentía se recuperan desde un período de 2 años tras el incendio, hasta un período de 8 años (Marqués y Mora, 1992).

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 (Fernández y Vega., 2016). Se podría afirmar que la intensidad de la lluvia es el parámetro más importante en la generación de las pérdidas de suelo por erosión después de la cobertura del suelo (Vega *et al.*, 2005; Robichaud *et al.*, 2008), aunque hay otros factores que también pueden influir como son la pendiente y la orientación de la ladera, así como la profundidad del suelo o el clima (Marqués y Mora, 1992).

Muchos estudios han destacado la importancia de las hojas caídas desde el arbolado chamuscado (Vega *et al.*, 1982) para reducir la erosión post-incendio cuando el suelo está desprotegido.

De acuerdo con el trabajo de Shakesby y Doerr (2006) en una zona Mediterránea del centro de Portugal, las primeras tormentas después del incendio generalmente causan aumento de escorrentía y erosión en áreas quemadas. Este efecto se atribuye comúnmente a la combustión parcial o completa de la vegetación y de la hojarasca, junto con los cambios inducidos por el fuego en las propiedades del suelo, como una reducción de la estabilidad del agregado y un aumento en la repelencia al agua del suelo.

Las tasas de erosión post-incendio en la región mediterránea son menores que las encontradas en otros lugares, debido principalmente al escaso espesor y alto contenido de piedra de los suelos mediterráneos. Se cree que la abundancia de piedras, en particular, limita la extensión o continuidad de los suelos repelentes al agua, de modo que la infiltración es mayor que en las áreas con menos cubierta de piedra. También se sabe que el acorazado de la superficie del suelo mediante piedras limita la disponibilidad de sedimentos para el transporte (Shakesby, 2011) y aumenta la rugosidad superficial, promoviendo la infiltración y limitando la disponibilidad de agua para la generación de flujo terrestre y erosión del suelo.

Los incendios aumentan el riesgo de degradación de los suelos mediterráneos ya poco profundos y pobres (Shakesby y Doerr, 2006; Shakesby, 2011). Sin embargo, para comprender plenamente la magnitud de este riesgo, se necesitan más estudios sobre los efectos a largo plazo de los incendios forestales sobre la respuesta hidrológica y erosiva de las áreas forestales. Hasta ahora, pocos estudios han monitoreado las tasas de erosión más allá del primer y segundo año después del incendio (Shakesby, 2011), y aún menos han monitoreado el escurrimiento más allá del segundo año.

La capa de cenizas en suelos calizos y quemados, juega un importante papel en la respuesta hidrológica del suelo, controlando los procesos de infiltración, ya que, actúa como un acolchado, protegiendo al suelo y aumentando la infiltración, durante el tiempo que perdura esa capa protectora

(cuando comenzó este estudio la capa de cenizas habría desaparecido). El empleo de una capa de acolchado de astillas sobre suelos calizos afectados por incendios actuó reduciendo las tasas de escorrentía a la mitad, resultando ser muy efectivas. Se recomienda realizar una selección de aquellas áreas que son más vulnerables y susceptibles a la erosión y más sensibles a las pérdidas de suelo antes de utilizar un determinado tipo de acolchado (León *et al.*, 2015)

El efecto del fuego sobre el suelo y la vegetación aumenta el riesgo de erosión hídrica (Shakesby, 2011), por tanto, durante los años inmediatamente posteriores al incendio en las zonas más vulnerables se pueden desencadenar procesos de degradación. La identificación de las zonas más afectadas o vulnerables permitirá acometer rápidamente actuaciones de emergencia, minimizando así el riesgo de degradación y los posibles impactos aguas abajo de los montes quemados.

Dado que el aumento de la escorrentía y la erosión después del fuego están inversamente relacionados con la cantidad de vegetación no consumida y material orgánico que protege el suelo mineral, muchos tratamientos, tales como mantillo y siembra, están diseñados para aumentar la cubierta vegetal (Robichaud *et al.*, 2000). Otros tratamientos, tales como barreras de erosión (p. ej. fajinas, troncos talados en contorno, barriles de paja, zanjas de contorno, vetas silvestres, etc.), están diseñados para disminuir la escorrentía y almacenar sedimentos erosionados en las laderas, disminuyendo la energía erosiva de la escorrentía, y reducir la sedimentación aguas abajo (Robichaud *et al.*, 2000). Sin embargo, los efectos de estos tratamientos post-fuego en la escorrentía no han sido sistemáticamente probados y su eficacia general está por determinar (Robichaud *et al.*, 2000).

La siembra, el acolchado y las barreras contra la erosión son los tipos más comunes de tratamiento post-incendio aplicado a las laderas quemadas. De los tres tipos de tratamiento, el menor número de datos disponibles es para los tratamientos de barrera de erosión (Robichaud *et al.*, 2000).

La selección de tratamientos de estabilización de emergencia debe basarse en criterios de eficacia, costes y logística, además de la reducción de sus posibles efectos no deseados, dando prioridad a las laderas, generalmente la mayor fuente de sedimentos (Napper, 2006). Aunque se han usado durante años diferentes tratamientos, la información sobre su eficacia para limitar las pérdidas de suelo por erosión en sitios quemados no ha estado disponible hasta la década de los 2000 (Robichaud *et al.*, 2010). Un análisis detallado de la misma muestra que, hasta no hace mucho, la evaluación de la eficacia estaba basada en la recuperación de la cubierta vegetal en lugar de en la reducción en la producción de sedimentos (Robichaud *et al.*, 2000). Durante años, la siembra de herbáceas ha sido el tratamiento más usado, debido a su bajo coste y a la posibilidad de tratar extensas zonas en poco tiempo. Sin embargo, se ha comprobado posteriormente que su eficacia es generalmente muy baja (Vega *et al.*, 2014, 2015). Igualmente, las fajinas de material vegetal y de barreras de troncos presentan una eficacia de retención de sedimentos reducida, como afirman los autores Fernández *et al.* (2011), Robichaud *et al.* (2010) y Fernández y Vega (2016). La investigación sobre este tema llevada a cabo en los últimos años ha sido decisiva para cambiar la perspectiva sobre la elección de tratamientos, al mostrar que la cubierta del suelo es el factor más importante para controlar la erosión post-incendio en las laderas y, por tanto, los

tratamientos de acolchado o mulching han ido ganando aceptación en los últimos años en comparación con otras alternativas menos eficaces (Hidalgo, 2016).

La aplicación de mulch de paja de cereal desde helicóptero, efectuada por primera vez en Europa en áreas incendiadas de Galicia, en 2010, ejemplifica ese rápido avance. Esos experimentos han demostrado que también en un clima agresivo es un sistema factible, rápido y eficaz, aunque asimismo presenta limitaciones debidas a la acción del viento, pendiente, coste y riesgo de introducción de semillas de especies alóctonas. Igualmente, la aplicación desde tierra es también muy eficaz (Hidalgo, 2016).

En el incendio de Luna la técnica aplicada ha sido la realización de fajinas.

Una fajina (log dam) es un sistema que actúa como barrera para reducir la erosión, deteniendo la escorrentía y el transporte del sedimento en pendientes de laderas quemadas, mediante la tala, y el ancla de troncos, creando pequeñas cuencas de retención (Robichaud *et al.*, 2000).

Para Robichaud *et al.* (2010) se pretende fomentar la infiltración de agua y el depósito de sedimentos en la misma ladera de donde han sido arrancados, ya que la construcción de barreras transversales a la línea de máxima pendiente puede hacer más lento el flujo, crear puntos de estancamiento del mismo y almacenar sedimentos producidos aguas arriba. Se utilizan otros materiales tales como, biorrollos de paja, zanjas de infiltración, construidas con un acaballado discontinuo en líneas de nivel y/o cordones de balas de paja.

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

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

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

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

Para la aplicación de estas barreras, se dispone la barrera perpendicular a la línea de máxima pendiente o en V (si no, en vez de parar el flujo simplemente lo dirigen e incluso lo pueden concentrar). La barrera

se sujet a salientes del terreno (afloramientos, tocones o árboles en pie, etc.) o a estacas (el anclaje es decisivo para la durabilidad de la estructura). Posteriormente se sella con tierra el hueco entre la superficie del terreno y la barrera (el contacto barrera-suelo es decisivo para que resulte efectiva). Puede realizarse también un pequeño surco aguas arriba de la barrera, a lo largo de toda la longitud de la misma, con objeto de incrementar su capacidad de almacenar agua y sedimentos. Finalmente puede realizarse en cada extremo de la barrera un caballón de tierra y piedras para evitar que el agua desborde por los laterales y al tiempo incrementar la capacidad de almacenamiento de la barrera (Alloza *et al.*, 2013).

Las barreras deben distribuirse de forma escalonada, cubriendo el hueco dejado por las inmediatamente superiores y evitando ofrecerle a la escorrentía vías ininterrumpidas para el flujo. Debe prestarse especial atención a instalar barreras en los puntos más sensibles frente a la erosión del suelo: discontinuidades del terreno que puedan concentrar escorrentía, zonas con síntomas previos de erosión, zonas problemáticas asociadas a pistas forestales, etc. (Alloza *et al.*, 2013).

En un estudio realizado por Robichaud *et al.* (2008a) se instalaron parcelas con uno de los tres tratamientos de barrera de erosión post-incendio (fajinas, zarzo de paja o zanja excavada a mano) o sin tratamiento y se obtuvo que el rendimiento de las barreras de erosión disminuye con el tiempo a medida que se produce más erosión de la ladera.

Otra medida de rendimiento de barrera erosiva compara el volumen real de sedimento almacenado detrás de una barrera de erosión con la capacidad de almacenamiento total de sedimentos de esa barrera de erosión (Robichaud *et al.*, 2010). La capacidad de almacenaje de sedimentos de cualquier instalación de barrera erosiva depende de las características del sitio (por ejemplo, pendiente y tipo de suelo) y de las características individuales de la barrera de erosión (como el diámetro, la longitud, la precisión de la colocación del contorno y el sello entre la barrera y el suelo). Cuando las instalaciones de fajinas han sido examinadas para determinar cuánta capacidad de retención de sedimentos se utiliza, el rendimiento medio de almacenamiento de sedimentos de las barreras es de alrededor del 60 al 70% (Robichaud *et al.*, 2008a, b).

Por consiguiente, incluso cuando una instalación de barrera de erosión proporciona una capacidad adecuada para mantener los rendimientos predichos de sedimentos, el volumen real mantenido es usualmente inferior al total de la capacidad y la escorrentía observada lleva sedimentos arrastrados (Robichaud *et al.*, 2008a).

La eficacia del tratamiento de barrera de erosión (la reducción en el rendimiento de sedimentos en la base de la ladera) se ve afectada por el rendimiento de la barrera de erosión. El rendimiento de la barrera de erosión es más alto cuando las barreras son nuevas y tienen poco o ningún sedimento almacenado detrás de ellas. Lo normal es que los tratamientos de ladera de fajina después del incendio sean más eficaces para los primeros eventos que generen sedimento, con la eficacia disminuyendo con el tiempo (Robichaud *et al.*, 2010). La eficacia del tratamiento de barrera de erosión puede mejorarse aumentando el rendimiento de la instalación., agregando bermas de suelo a los extremos de los troncos (o volteando los extremos hacia arriba) para crear una barrera "en forma de sonrisa", lo que aumenta la

capacidad de almacenamiento de sedimentos de las barreras de erosión en 10 por ciento o más (Robichaud *et al.*, 2008a). Aumentar la densidad de la barrera de erosión en la ladera también aumenta la capacidad de almacenamiento de sedimentos de la instalación (Robichaud *et al.*, 2010). En las instalaciones de campo después del incendio, con cientos de barreras instaladas por equipos de diferente habilidad y supervisión, es probable que algunas de las barreras estén mal instaladas. En un estudio de fajinas instaladas por equipos de campo en Colorado, un promedio del 32% de las barreras de siete sitios y hasta un 70% de las barreras de un solo sitio estaban fuera de contorno y/o tenían contacto incompleto con el suelo (Wagenbrenner *et al.*, 2006). La mejora de la calidad de una instalación de barrera contra la erosión puede mejorar el rendimiento, pero también aumentará el tiempo y los costos de mano de obra para la instalación (Robichaud *et al.*, 2010; Fernández *et al.*, 2011). Los recientes esfuerzos de investigación en los que se han medido las escorrentías y/o los sedimentos de las laderas han proporcionado información sobre la efectividad y las limitaciones de las barreras contra la erosión. El consenso entre estos estudios es que las barreras de erosión, y las fajinas en particular, pueden reducir la escorrentía y los rendimientos de sedimentos para eventos de lluvia de baja intensidad, pero es poco probable que tengan un efecto significativo en eventos de lluvia de alta intensidad (Robichaud *et al.*, 2010).

La instalación, intensiva en mano de obra, implica la tala experta y relativamente peligrosa de la madera quemada de pie, y la necesidad de control de calidad, que hace que la mayoría de los tratamientos de barrera contra la erosión sean costosos debido a su limitada reducción del riesgo de erosión. En las zonas donde la precipitación de alta intensidad es común, las decisiones de tratamiento no favorecen el uso de barreras de erosión para la reducción de la erosión en laderas. Sin embargo, las barreras contra la erosión pueden combinarse con otros tratamientos, tales como mulching o siembra, y contribuir a la eficacia global del tratamiento (Robichaud *et al.*, 2010).

Otra consideración para la mayoría de los tratamientos de barrera de erosión es su falta de longevidad. Con el tiempo, el rendimiento disminuye debido a la pérdida de capacidad de almacenamiento de sedimentos y al desglose de la instalación de barrera (como la pérdida de sellado de la barrera de suelo y el movimiento de la barrera) y las barreras erosivas pierden efectividad (Fernández *et al.*, 2011; (Robichaud *et al.*, 2010). Si las laderas quemadas son vulnerables a la erosión durante más de uno o dos años, una instalación de barrera contra la erosión puede no retener suficiente capacidad para ser efectiva incluso para pequeños eventos de lluvia (Robichaud *et al.*, 2010).

En la eficacia del tratamiento influyen, evidentemente, las características ambientales, que Robichaud *et al.* (2010) las han dividido en dos grupos: factores que no dependen del fuego (como la topografía y las características de las precipitaciones) y factores directamente relacionados con el incendio (como la gravedad de la quemadura del suelo y el tiempo desde el incendio). El efecto acumulativo de estos factores determina la severidad de la respuesta de la cuenca.

Factores no relacionados con el fuego:

- Las lluvias intensas y de corta duración, se han asociado con caudales máximos de las corrientes y con eventos de erosión significativos después de los incendios (DeBano *et al.*, 1998; Robichaud *et al.*, 2008a).
- Topografía: La tasa de erosión generalmente aumenta a medida que la pendiente y la longitud de la ladera aumentan. Además, el patrón de drenaje (determinado por el terreno geológico) puede concentrar o disipar la energía erosiva.
- Uso y manejo de la tierra: Actividades antropogénicas como la construcción de caminos, la reducción de combustible y la cosecha de madera. El efecto acumulativo de estas actividades y el uso de la tierra puede aumentar la severidad del escurrimiento, las inundaciones y la erosión después de la precipitación (Reid, 2010).

Factores dependientes del fuego:

- La gravedad de la quemadura (grado de calentamiento del suelo y/o la mortalidad de la vegetación): La mortalidad de las plantas influye en la inundación y la erosión después del incendio afectando a la energía de la gota de lluvia que golpea la superficie del suelo, el almacenamiento de los sedimentos de la colina, el enrutamiento del flujo terrestre, las fuerzas de arrastre sobre el viento superficial, etc. (Robichaud, 2007). El grado de severidad de la quemadura del suelo depende de las temperaturas máximas y la duración de esas temperaturas dentro del suelo. Parámetros de tierra post-fuego observables (por ejemplo, cantidad y condición de cobertura de suelo, color y profundidad de cenizas, estructura del suelo, presencia de raíces finas y repelencia al agua del suelo) se usan a menudo para clasificar la gravedad de quemaduras en el suelo (Robichaud, 2007).
- Cantidad de suelo desnudo: Se relaciona positivamente con las tasas de erosión postincendio (Robichaud *et al.*, 2010).
- Repelencia al agua en el suelo: la repelencia al agua del suelo inducida por el fuego ha estado directamente relacionada con la gravedad de la quemadura del suelo (Doerr *et al.*, 2006) y una reducción de la infiltración (Cerdà y Robichaud, 2009).
- Erodibilidad del suelo: La capacidad de los suelos para resistir la erosión se basa en muchos factores, pero predominantemente en la textura del suelo, la estructura y el contenido de materia orgánica. En general, los suelos con mayores tasas de infiltración, niveles más altos de materia orgánica y mejor estructura del suelo son menos erosionables.
- Tiempo transcurrido desde el incendio: la recuperación natural de la vegetación nativa reduce la erosión en el tiempo. La mayor erosión suele medirse durante el primer año posterior al incendio, y el segundo año posterior al incendio y los años subsiguientes puede ser un orden de magnitud menor (Robichaud *et al.*, 2008a). Sin embargo, las tasas de recuperación varían según el tipo de clima y vegetación (Robichaud *et al.*, 2010).

2. OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo es analizar y decidir si la instalación de fajinas tras 16 meses de producirse un incendio forestal en Luna aún resulta eficaz para controlar la erosión del suelo.

Para llevar a cabo el cumplimiento de este objetivo general se deberán desarrollar una serie de objetivos específicos, los cuáles se citan a continuación:

1. Estudiar la efectividad de las fajinas recién instaladas en laderas representativas del medio (laderas noreste y sureste). Para ello se cuantificarán las pérdidas de suelo por erosión hídrica y el agua de escorrentía (calidad y cantidad).
2. Estudiar la evolución de la cubierta vegetal y del número de especies de la zona seleccionada y relacionarla con las tasas de erosión obtenidas a lo largo del estudio.

3. ÁREA DE ESTUDIO

3.1 Localización

El presente trabajo fin de grado se ha realizado en el término municipal de Luna, perteneciente a la comarca de Las Cinco Villas, en la Provincia de Zaragoza, donde en el año 2015 se quemaron 13.889,03 ha, siendo la superficie forestal afectada de 7.143,30 ha. y de 1.848,05 ha. la superficie afectada en el municipio de Luna (Gobierno de Aragón, 2015). Su término municipal linda por el norte con El Frago y Agüero, al este con Valpalmas, Piedratajada y Gurrea de Gállego, al sur con Erla, Sierra de Luna y Castejón de Valdejasa, y al oeste con Ejea de los Caballeros y Orés. Concretamente, la zona de estudio se encuentra ubicada en la zona del monte de 'Val de Marzán' o Puimazán, cerca del límite con el término municipal de Orés.

Se han elegido laderas de orientación contrastada: NE y SE (Imagen 1). Las coordenadas UTM aproximadas de las laderas, obtenidas tanto con el visor SIGPAC como con QGIS son:

- Ladera Noreste: X, 666181; Y, 4679313
- Ladera Suroeste: X, 666418; Y, 4679366

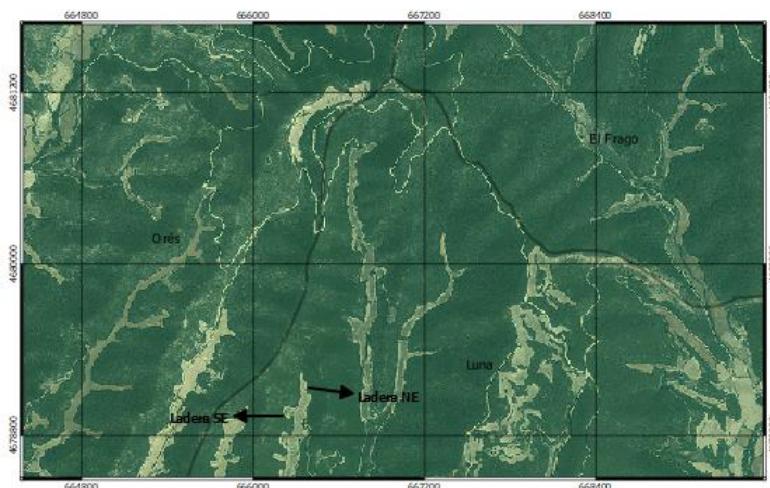


Imagen 1. Localización de la zona de estudio. Fuente: *Elaboración propia, QGIS*.



Imagen 2. Localización de las parcelas experimentales en laderas Noreste (N) Y laderas Sureste (S), control (C) y fajinas (F). Fuente: *Elaboración propia, QGIS*.

3.2 Vegetación

La zona a analizar consiste principalmente en un bosque de tipo mediterráneo en el que las especies arbóreas suelen ser de hoja perenne, pequeñas y coriáceas para soportar mejor las sequías estivales, entre las que predomina el pino carrasco (*Pinus halepensis*) y la coscoja, *Quercus coccifera* (Gracia, 2007; Gran Enciclopedia Aragonesa, 2009).

El paisaje tradicional es el resultado de la interacción del hombre con su entorno, el cual ha manejado en busca de aprovechamientos de leña, carbón, cultivos y pastos modelando el paisaje. La agricultura, afectó, sobre todo, a las zonas de encinares y quejigares desarrollándose más el pastoreo por las zonas de pinar, melojo (*Quercus Pyrenaica*) y quejigo (Gracia, 2007). Estos bosques han contribuido a evitar la erosión del suelo y son fuente de recursos naturales como la madera, la caza, las setas o los frutos silvestres. Supone también una importante reserva de humedad, generando un microclima más húmedo y fresco que el que domina en el entorno estepario. El bosque también contribuye a filtrar el aire y a sanearlo, absorbiendo las partículas contaminadas y devolviendo abundante oxígeno (Gracia, 2007).

El pino carrasco (*Pinus halepensis*) es uno de los árboles mediterráneos más sufridos, resistiendo escasas precipitaciones y fuertes sequías, así como suelos esqueléticos con alto contenido en caliza y yeso. La adaptación a la sequía es tal, que en este pino se da un mecanismo denominado «raíces de lluvia», que le permite aprovechar, por un crecimiento temporal de las raíces superficiales, recursos hídricos intermitentes. Acompañan al pino carrasco muy pocas especies que tengan talla arbórea, que

se presentan principalmente en barrancos umbrosos y frescos del pinar, destacando el quejigo (*Quercus faginea*) y la encina (*Quercus ilex*). Bajo estos árboles aparece la gayuba (*Arctostaphylos uva-ursi*), planta que se encuentra en las paredes de los barrancos formando unas alfombras tapizantes que realizan una importante función anti-erosiva, mientras sus frutos son aprovechados por una gran cantidad de animales. Acompañan a la gayuba multitud de plantas características de este hábitat, resaltando el madroño (*Arbutus unedo*), el boj (*Buxus sempervirens*), o la trepadora madreselva (*Lonicera implexa*). El sotobosque es enmarañado y leñoso, espinoso y aromático, y la vegetación, principalmente, arbustiva. Este cortejo florístico está formado por lentisco (*Pistacia lentiscus*), sabina (*Juniperus phoenicea*) o enebro (*Juniperus oxycedrus*), además de la jara (*Cistus albidus*), la aliaga (*Genista scorpius*) o el lastón (*Brachypodium retusum*). La coscoja (*Quercus coccifera*), es otro de los arbustos que forman este sotobosque. Los coscojales son montes de interés cinegético, sobre todo en caza menor. Pero quizá la mayor importancia de esta especie resida en su aptitud para vivir en terreno de gran pobreza, especialmente yesos, donde forma una maraña muy tupida protectora del suelo. Entre las plantas aromáticas destacamos el romero (*Rosmarinus officinalis*), o el tomillo (*Thymus vulgaris*) (Gracia, 2007). En las zonas de pastos cercanas, son muy típicos los setos de espino blanco y el boj. (Gran Enciclopedia Aragonesa, 2009).

Algunas de las especies observadas en la zona y en el estudio de la vegetación, cuya fuente ha sido Google Imágenes, son:



Imagen 3: *Pinus halepensis*



Imagen 4: *Genista scorpius*



Imagen 5: *Buxus sempervirens*



Imagen 6: *Quercus coccifera*



Imagen 7: *Brachypodium retusum*



Imagen 8: *Doricnium pentaphyllum*



Imagen 9: *Plantago lanceolata*



Imagen 10: *Rubia peregrina*



Imagen 11: *Rosmarinus officinalis*

3.3 Climatología

La climatología de la zona es del tipo mediterráneo con influencia continental. Los veranos son secos y muy calurosos y los inviernos fríos (Arenas & Zamorano, 2001). Según los datos obtenidos de la estación meteorológica de Luna, disponibles en el Instituto Aragonés de Estadística (IAEST), entre los años 1988 y 2012, la temperatura media anual es de unos 13,7°C y la precipitación media anual ronda los 420 mm, considerándose un régimen de lluvias escaso.

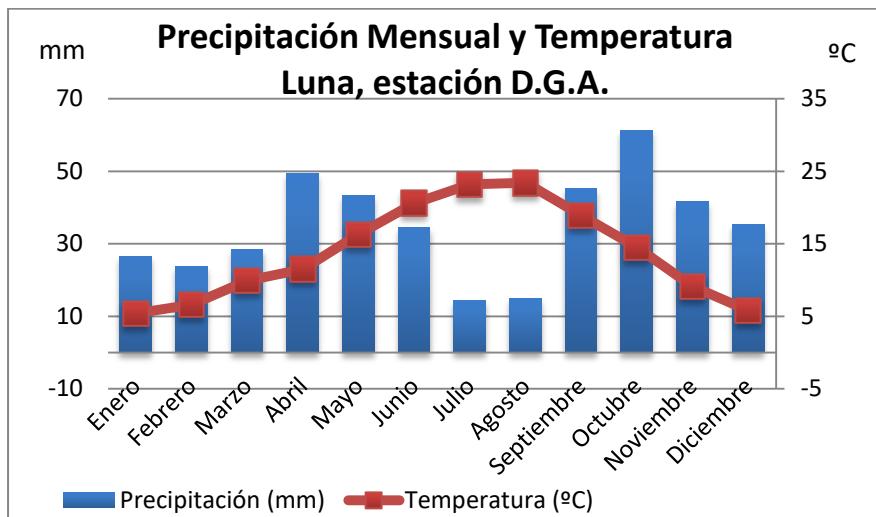


Figura 5. Diagrama ombrotérmico para la estación de Luna (serie de datos 1988-2012). Fuente: *Elaboración propia.*

Dentro de las precipitaciones tienen especial relevancia las tormentas que se desarrollan, debido a su gran importancia como factor desencadenante de incendios forestales. Tienen lugar desde abril hasta octubre concentrándose la mayoría en los meses de verano. La distribución de las precipitaciones es bastante irregular, ya que los meses de julio y agosto no se alcanzan los 20 mm de precipitación y en los meses de enero, febrero y marzo, escasamente se llega a los 30 mm.

En cuanto a la temperatura, se caracteriza por un período frío acusado, ya que en varios meses la temperatura media diaria es inferior a los 10°C. La amplitud térmica de Luna es entre mediana y alta, ya que la diferencia entre el mes más caluroso y el más frío es de unos 18°C.

Atendiendo a la aridez, mediante el índice de Gaussem: $2 T^{\circ}\text{C} \geq P_{\text{mm}}$ de cada mes, obtenemos que los meses de junio, julio y agosto son áridos.

3.4 Geomorfología

El municipio de Luna, inmerso en la hoja de Luna se localiza en el margen septentrional de la depresión del Ebro. Ocupa un área comprendida entre el somontano, al sur de las Sierras Exteriores y la depresión presomontana de Las Cinco Villas. Hacia el norte y noreste de la Hoja la red fluvial se halla fuertemente encajada en los sedimentos miocenos dando lugar una orografía bastante accidentada, aunque sin grandes desniveles. Las alturas máximas se encuentran en la esquina noreste, donde las

estribaciones de Sierra Mayor alcanzan cotas próximas a los 900 m. Las alineaciones montañosas más importantes se orientan de norte a sur y de noreste a suroeste mimetizando las direcciones de los principales cauces. La más importante de estas alineaciones montañosas es la Sierra de Luna que cruza de norte a sur el sector central de la Hoja. Sus cotas máximas son San Guillen y El Fragal, con 853 m y 851 m. respectivamente. Hacia el sur destaca también el relieve de San Jorge, con 713 m de altitud. Hacia el suroeste el relieve es mucho más suave, destacando únicamente la Sierra de Marcuera, con altitudes próximas a los 600 m. La esquina suroeste de la Hoja es esencialmente llana (Arenas y Zamorano, 2001).

Las cotas de El Fragal y San Jorge están relativamente cerca de la zona de estudio (El Fragal de Puimarcán se encuentra a unos 2,5 km en línea recta, y San Jorge, a unos 7,5 km).

Los depósitos cuaternarios son realmente importantes, pues están constituidos principalmente por depósitos poligénicos que rellenan los fondos de los valles ("vales") y que han sido disectados posteriormente por la red fluvial (Arenas y Zamorano, 2001).

El área que abarca la cartografía pertenece por completo a la cuenca hidrográfica del río Arba. Entre los cauces principales, la red hidrográfica se organiza según un sistema de drenaje de tipo dendrítico, encajado entre montes de laderas más o menos pronunciadas e interfluvios estrechos. Hacia el norte y noreste de la Hoja los cauces se hallan muy incididos. Los valles presentan una típica sección en V y prácticamente no hay depósitos cuaternarios. (Arenas y Zamorano, 2001).

En cuanto al estudio del modelado, Arenas y Zamorano (2000) describen las siguientes formas:

- Laderas: El contraste litológico de lutitas y areniscas origina vertientes escalonadas, con pequeños escarpes estructurales de poca continuidad lateral que a menudo se aprovechan como aterrazamientos agrícolas. Por lo general presenta un segmento basal cóncavo que enlaza con el relleno de los "vales". La erosión diferencial de las lutitas bajo los paleocanales de areniscas favorece además la fragmentación y el basculamiento de bloques que a menudo originan paisajes ruiniformes.
- Formas fluviales: Desde la localidad de Luna hacia el norte, sólo se encuentra el nivel de terrazas más recientes. Estas se hallan entre 1,5 y 4 m sobre el cauce actual y enlazan con los depósitos poligénicos de relleno de valle; mientras que desde El Frago hacia el norte, los depósitos cuaternarios en los que se encaja el río, presentan una marcada morfología cóncava, por lo que se ha preferido incluirlos con los depósitos poligénicos de fondo de valle.
- Formas poligénicas: El relleno de "vales" es muy común en toda la Hoja, excepto en la zona nororiental que se halla topográficamente más elevada. Los "vales" muestran un perfil suavemente cóncavo, cuyo fondo más o menos plano ha sido aprovechado tradicionalmente para la agricultura.
- Formas antrópicas: Los bancales y aterrazamientos se hallan muy extendidos por toda la Hoja, dado el carácter, esencialmente agrícola y ganadero de la comarca. Las zonas más cultivadas son los "vales", los "sasos" y las terrazas de los cauces más importantes.

4. MATERIAL Y MÉTODOS

Para cumplimentar estos objetivos se efectuó, en primer lugar, una búsqueda bibliográfica completa sobre los incendios forestales, así como sobre las medidas de restauración más habituales aplicadas en diferentes incendios, tanto de España, como del resto del mundo, y sobre estudios diversos en los que se emplearon fajinas para tener la posibilidad de comparar resultados. Para ello se utilizaron diversos repositorios bibliográficos, tales como ResearchGate, Google Académico, Alcorze y Dialnet.

4.1 Elección de los puntos de muestreo

Se realizaron varias visitas junto a uno de los Agentes de Protección de la Naturaleza de Luna durante el otoño de 2016 a diferentes zonas quemadas del incendio de las Cinco Villas para observar las fajinas que ya fueron colocadas en el invierno del 2015. En esas visitas, se comprobó su estado, y nos preguntamos si dichas fajinas cumplían su función (retener el material arrastrado), es decir, si frenaban la erosión. Debido a que los responsables de TRAGSA decidieron realizar más fajinas en otras zonas del incendio ya a que, a simple vista, parecía que esos troncos cumplían con su función, consideraron que a pesar del tiempo transcurrido seguirían haciéndolo, se decidió esperar el inicio del proyecto a la elaboración y la colocación de las nuevas fajinas.

Una vez localizada la zona de estudio, se realizó una exploración del área con el fin de seleccionar los puntos de muestreo convenientes para realizar el estudio. Se tuvo en cuenta el gradiente altitudinal y la orientación de la ladera, además de que la vegetación fuese similar a los lugares más próximos a la zona de estudio que no estuviesen quemados para facilitar la identificación de especies, además de tener en cuenta la forma del terreno, para evitar pérdidas en el escurrimiento del agua debido a cárcavas en la ladera.

Esta fase consistió en localizar zonas con determinadas características con el fin de disminuir en lo posible la variabilidad de resultados debido al medio.

Se seleccionaron dos zonas con las siguientes características:

- Orientación opuesta, se intentó Norte y Sur, pero no había laderas con fajinas con esa orientación, por lo que se escogió una ladera Noreste y otra Sureste
- Pendiente similar, en torno a un 50%
- Altitud similar, en torno a 650 metros
- Accesibilidad relativamente buena

Para la realización del seguimiento de la erosión se escogieron 2 laderas, en las que se seleccionaron 10 parcelas de 1 m² de superficie. Cada una de estas parcelas de 1 m² de superficie, se encontraba repartida a lo largo de la pendiente y al azar dentro de cada ladera aunque unas parcelas estaban en cara noreste y otras en cara suroeste.



Imágenes 12 y 13: Parcelas seleccionadas en el estudio. Fuente: *Elaboración propia*

4.2 Preparación del lugar de muestreo

Se colocaron 10 trampas de sedimentos (trampas Gerlach) gracias a las que se puede obtener el rendimiento de sedimentos y la escorrentía del agua medidas a escala de parcela. El Gerlach consiste en un canal de policloruro de vinilo (PVC) de 0,5 m de longitud incrustado en la base de cada parcela experimental rectangular delimitada. Un borde de acero se colocó 2 metros encima de la caja de Gerlach para limitar la recepción de sedimentos de la parte superior de la parcela. Esta tiene la función de evitar que la escorrentía de aguas arriba altere los parámetros obtenidos y poder cuantificar la superficie de recogida. Todas las cajas Gerlach estaban cubiertas con una tapa de fibra de vidrio para evitar la entrada de material transportado por el viento y de las gotas de lluvia (Badía y Martí, 2000).

En los sitios tratados, cada caja Gerlach se colocó inmediatamente debajo de una fajina, y se colocó otra caja en una pendiente emparejada no tratada, a la que llamaremos control. Se colocaron 6 de ellas en cara sureste (se simplificará como SE) y 4 en cara noreste (NE), de las cuales las mitades fueron dispuestas debajo de las fajinas, y la otra mitad fueron colocadas como control. Se preparó meticulosamente el terreno con una azada para evitar pérdidas o ganancias de agua en el Gerlach, ya que alteraría los datos. Se colocó cada Gerlach a la misma distancia de la barrera de metal, que fueron clavadas en el suelo mediante clavos, para calcular el área en el futuro cálculo de la tasa de erosión.

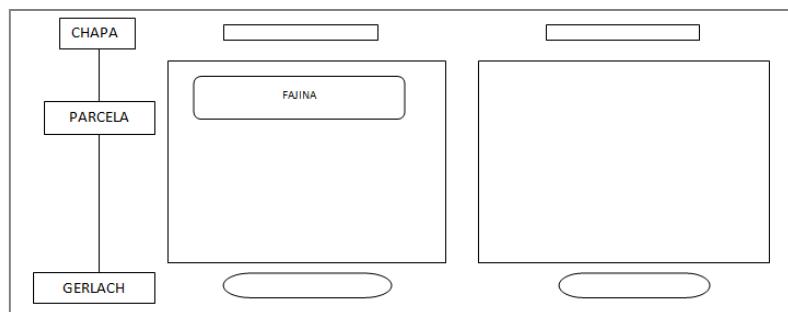


Figura 6. Esquema de la distribución de tratamientos en una parcela tipo. Fuente: *Elaboración propia*.

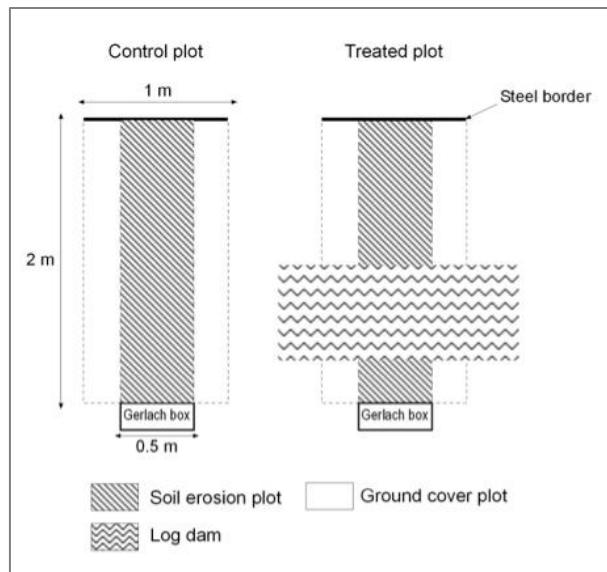


Figura 7. Disposición de las trampas Gerlach. Fuente: *Badía et al* (2015).

La principal ventaja de las trampas Gerlach es que se instalan con bastante facilidad y tienen un bajo costo, pueden usarse a efectos del muestreo de pérdidas de suelo en un gran número de sitios seleccionados en un área extensa, siendo por tanto apropiadas para estudios de erosión tanto a escala de cuenca hidrográfica como de microparcela (como en este estudio)

Los Gerlach nos proporcionan: cantidad de escorrentía (L), cantidad de sedimento erosionado (g), relación de escorrentía (% sobre la precipitación) y la erosión a una lluvia determinada (g/mm) (siempre es importante contar con un pluviógrafo en la zona de estudio), y relación del total de escorrentía con la erosión o concentración de sedimentos (g/L). Los canales Gerlach pueden tener un área abierta de captación o cerrada. Si el área de la parcela es cerrada podemos relacionar los datos de escorrentía y erosión con el área de suministro de estos parámetros (g/L m²).

En la zona se colocó un pluviómetro, para obtener la relación entre la lluvia y la tasa de erosión.

Se calculó el rendimiento de la fajina (%) (Robichaud *et al.*, 2010) usando la siguiente expresión matemática:

$$\text{Rendimiento de la presa de troncos (\%)} = \frac{\text{Masa CONTROL} - \text{Masa TRATADO}}{\text{Masa CONTROL}} \times 100,$$

donde masa control es el peso seco (kg) de sedimento almacenado en los Gerlach de las parcelas control, y el masa tratado es el peso seco (kg) del sedimento recogido por debajo del tratamiento de fajina.



Imágenes 14 y 15. Gerlach situado debajo de una fajina (izquierda) y gerlach situado como control (derecha).

4.3 Toma y análisis de muestras

Tras cada lluvia se fue al campo donde se recogía el sedimento y el agua de escorrentía atrapado por cada “Gerlach” para secarlo y pesarlo en laboratorio.

La recogida se realizaba en botellas de plástico vacías, con ayuda de cucharones, vasos de plástico, pincel y embudo. Una vez que se recogía el agua de ese Gerlach, el sedimento que quedaba se removía con agua o se recogía con cucharilla o pincel hasta conseguir la muestra completa. Cada vez que se iba hasta el lugar del muestreo se comprobaba los litros caídos en la zona, porque podrían fluctuar bastante con lo recogido en la estación meteorológica más cercana (Luna).



Imagen 16. Recogida de muestras en el campo.

Posteriormente a la recogida, las botellas eran llevadas al laboratorio de la Escuela Politécnica Superior de Huesca (EPS), y se medía el pH y la conductividad eléctrica (CE) de la muestra en agitación,

con el sedimento en suspensión, para posteriormente dejar decantar o sedimentar durante 24-48 horas, para que el material sólido sedimentara en el fondo y fuese más fácil separar agua y sedimento. El pH, era medido con el pH-metro. La determinación de pH consiste en medir el potencial que se desarrolla a través de una fina membrana de vidrio que separa dos soluciones con diferente concentración de protones. Por otro lado, la conductividad eléctrica (CE), se medía con el conductímetro y nos indica la cantidad de iones en solución en el agua de escorrentía.

Tras esto, se procedía a la separación en el laboratorio de la parte líquida (agua de escorrentía) de los sólidos (sedimento o suelo erosionado). Para separar la parte líquida del sólido, se utilizaba unos filtros de papel, que sirven para que pase la disolución y se queden retenidas las impurezas o partes sólidas en suspensión. Con la parte sólida recogida (sedimento) se procedía de la siguiente manera: se pesaba húmedo, luego se pasaba por la estufa (a una temperatura de 105 °C) durante 24-48 horas. Estas muestras ya en seco eran pesadas en la báscula de precisión. Con estos datos obtenidos del sedimento recogido se procedía a la cuantificación de la erosión y su expresión en toneladas por hectárea (t/ha).

Finalmente se medía el líquido en la probeta de vidrio, para así poder calcular su cantidad en ml/m² o l/m².

4.4 Materia orgánica por calcinación

Por otro lado, se separaba, por tamizado, los pesos de tierra fina (<2mm) y de elementos gruesos (>2mm). Sobre la fracción fina se determinaba el % de carbono por calcinación.

Para obtener el carbono orgánico, se tamizaban las muestras. Para deshacer los terrones y agregados se utilizó un rodillo de madera y una maza de goma, que los disgregaba, pero sin llegar a romper los elementos gruesos o los posibles nódulos de las muestras de suelo. A continuación, se pasaba la muestra de suelo sucesivas veces por un tamiz de 2 mm con el fin de separar la fracción de tierra fina de los elementos gruesos (gravas, raíces, piedras, etc.) hasta que se conseguía material suficiente para realizar las determinaciones.



Imagen 17. Tamiz de separación por tamaño de muestras.

Se puede estimar la cantidad de materia orgánica total por calcinación (LOI; Loss on ignition) a una temperatura entre 500 y 600°C. A esa temperatura la materia orgánica es oxidada a CO₂, dejando

un residuo de cenizas. Si se incinera a superiores temperaturas, entre 900–1000 °C se transforman los carbonatos a CO₂ dejando un residuo de óxidos (Heiri *et al.*, 2001). Estos autores observan que para la determinación de materia orgánica total por calcinación se producen errores en los resultados dependientes del tamaño de la muestra y del tiempo de exposición, e incluso de la posición que ocupa la muestra dentro de la mufla. Recomiendan que la muestra esté finamente triturada y que la permanencia de la muestra, en la zona central de la mufla (550°C), sea de unas 4 horas.

$$\text{LOI}_{550} = \left(\frac{\text{DW}_{105} - \text{DW}_{550}}{\text{DW}_{105}} \right) \times 100$$

donde LOI₅₅₀ representa LOI a 550 ° C (en porcentaje), DW₁₀₅ representa el peso seco de la muestra antes de la combustión y DW550 el peso seco de la muestra después de calentar a 550 ° C (todos en g) (Badía y Martí., 2017).

4.5 Estudio de la vegetación

Adicionalmente, se realizó el estudio de la evolución de la vegetación, mediante el método point-quadrat (una reja de 1x1m dividida en rejillas de 10x10 cm) de la parte inmediatamente superior al Gerlach para analizar la influencia de la vegetación en la erosión. Con ello se obtuvo el porcentaje de cobertura vegetal del área que hay en la zona inmediatamente superior al Gerlach y se pudo establecer una relación entre la evolución de la vegetación y los sedimentos recogidos. Se identificaron las especies vegetales que más contribuyen a la recuperación de la cubierta.

El método point-quadrat consiste en la evaluación de contactos en 100 puntos, espaciados regularmente dentro de un transecto de largo definido (en este caso, 2 metros), utilizando para esto una varilla fina o una estaca. La proporción del largo total del transecto interceptada por una especie da una medida de la cobertura de esa especie, de la misma manera que indica la proporción de suelo desnudo, o de la pedregosidad superficial (Hernández, 2000).

El objetivo de este método es determinar expeditivamente y con un grado de apreciación aceptable, la cobertura y estructura de una comunidad en su conjunto y a nivel de cada uno de sus componentes. El método debe aplicarse en comunidades vegetales homogéneas y comprende estos pasos: 1) Reconocimiento florístico, 2) Ubicación de la rejilla, 3) Toma de información por punto, y 4) Análisis de la información. La base del método es el recuento de especies registradas a lo largo de la línea de transecta seleccionada. Por ejemplo, nuestra línea con un largo de 2,00 m se toman puntos de medición cada 20 cm. En el campo es necesario disponer de una cinta métrica, dos estacas y un alambre. La cinta se tensa paralela al suelo con dos estacas y la aguja se desciende verticalmente a la superficie del suelo, en forma sistemática y a la distancia elegida. En la medición, cuando en un descenso de la aguja encontramos 2 especies, las mismas se registran siempre que sean tocadas. En el caso de no encontrarse ninguna especie en la línea de visión, se deberá registrar según corresponda suelo desnudo, piedra, roca, hojarasca (restos de vegetación), etc. El porcentaje de superficie sin

vegetación, resulta de la suma de los valores porcentuales de suelo desnudo, mantillo y piedras. La cobertura vegetal total es igual a la suma de los puntos donde encontramos por lo menos una especie. La suma de superficie sin vegetación más la cobertura vegetal total debe ser igual al 100% (Salomón *et al.*, 2005).



Imagen 18. Rejilla utilizada en el método Point-quadrat situada entre la trampa de sedimentos y la fajina.

Se realizaron visitas a las zonas próximas donde se colocaron las trampas Gerlach que no fueran alcanzadas por el fuego para facilitar los muestreos de la cobertura vegetal, especialmente, con la identificación de especies.

4.6 Herramientas informáticas

Para el desarrollo de este trabajo se han utilizado los programas informáticos que se enumeran a continuación.

1. Microsoft Office Word 2007: Tratamiento de texto
2. Microsoft Office Excel 2007: Tratamiento estadístico, gráficas y cálculos.
3. Quantum GIS 2.18.6: Elaboración de mapas
3. StatView: Tratamientos estadístico y gráficas.
4. Paint: Tratamiento y elaboración de imágenes

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se van a diferenciar cuatro apartados principales en los resultados: erosión: cantidad y calidad, agua de escorrentía: cantidad y calidad (pH y CE), rendimiento de las fajinas (para las fajinas y el agua de escorrentía), evolución de la cubierta y la riqueza vegetal durante el periodo de estudio (6 meses) y suelo desnudo.

5.1 Erosión

La erosión se midió tras cada evento de lluvia a lo largo de los 6 meses en dos tipos de laderas (Noreste y Sureste, que simplificamos como NE y SE) y en función del tratamiento (con fajina o sin fajina o control, que simplificamos como F y C). Estos datos, se han extrapolado al año, para poder compararlos con los de otros autores.

Las laderas quemadas control muestran tasas de erosión significativamente ($p=0,013$) mayores en laderas SE (11,3 t/ha y año) que en NE (5,6 t/ha y año). Las laderas con fajinas reducen estos valores a unas 2 t/ha y año, de forma similar en ambas orientaciones. Solamente en laderas SE estas diferencias resultan significativas ($p<0,001$). Este último hecho pone en evidencia que, a pesar de haber pasado varios meses tras el incendio son laderas que deberían recibir más atención.

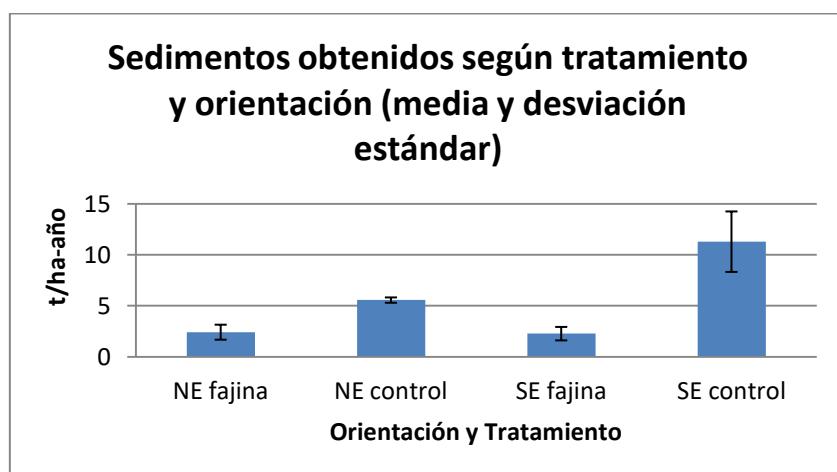


Figura 8. Sedimentos obtenidos (t/ha año) según tratamiento y orientación (media y desviación estándar).

Orientación ladera	TRATAMIENTO		P
	FAJINA	CONTROL	
NE	2,426±0,734	5,572±0,261	0,129
SE	2,282±0,658	11,295±2,964	0,001*
P	0,933	0,013*	

Tabla 2. Sedimentos obtenidos (t/ha año) según tratamiento y orientación (media ± desviación estándar y significancia del tratamiento). (* $\rightarrow P<0,05$)

En la comparación con otros estudios hay que considerar que las fajinas se instalaron 16 meses después del incendio, y el riesgo de erosión, generalmente ha disminuido (Fernández *et al.*, 2012). No es raro que medidas del tratamiento post incendio como la construcción de fajinas tarden un tiempo en aplicarse (Badía *et al.*, 2015). Así, la construcción de fajinas después del incendio de Castejón de Valdejasa se realizó dos años después del incendio, por lo que sus resultados serán comparables a los obtenidos en este estudio, ya que en los dos lugares las primeras lluvias, que en teoría son las que más arrastre conllevan, no fueron determinadas.

Shakesby *et al.* (2011) afirman que cuando se compara entre laderas orientadas hacia el sur y hacia el norte, hay evidencia de que las laderas sur experimentaron mayor erosión que las norte. Esto se debe a que en condiciones climáticas mediterráneas las laderas orientadas al sur tienen mayores tasas de evapotranspiración potencial que conducen a una cubierta vegetal menos densa y, por lo tanto, a un suelo más delgado y menos materia orgánica. Además, las condiciones más secas en las laderas orientadas al sur las hacen susceptibles a incendios más frecuentes y la erosión posterior al incendio y la recuperación posterior al incendio son más lentas que en las laderas orientadas al norte, de modo que la erosión continúa por más tiempo.

Marqués y Mora (1992), trabajando en el Macizo de Montserrat, España, encontraron seis veces mayores tasas de erosión después del incendio en laderas sur en comparación con las laderas orientadas al norte, que atribuyeron principalmente a diferentes procesos. Los surcos se desarrollaron en el primer evento de lluvia importante en la ladera orientada al sur, pero no en la ladera orientada hacia el norte debido a una mejor vegetación y cubierta de hojarasca. En el estudio de Luna, se produce una mayor tasa de erosión las laderas SE (aunque no sea significativa para los dos tratamientos), además de una menor evolución de la cobertura vegetal.

Por otro lado, las diferencias en la erosión del suelo entre tratamientos después del incendio se ven influidas por el calentamiento del suelo (Fernández *et al.*, 2011; Vega *et al.*, 2013), ya que afirman que una mayor temperatura alcanzada durante el incendio se relaciona con un mayor rendimiento de sedimentos.

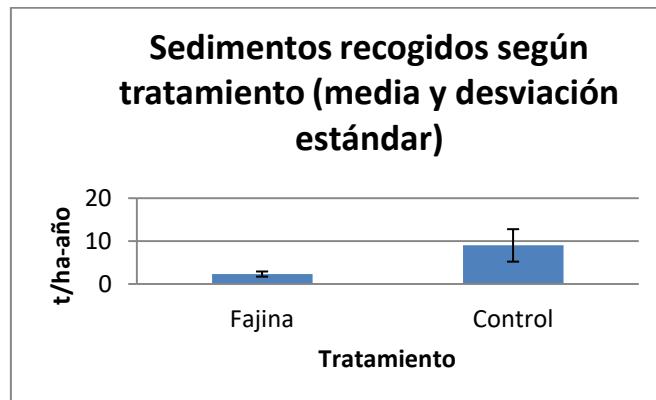


Figura 9. Sedimentos recogidos (t/ha año) según tratamiento (media y desviación estándar)

Tratamiento	Fajina	Control
Media y desviación estándar	2,34±0,60	9,01±3,77
P		0,005*

Tabla 3. Sedimentos recogidos (t/ha año) según tratamiento (media ± desviación estándar y significancia).

Como se puede observar en la tabla 3 y en la figura 9, hay diferencias significativas entre el arrastre de sedimentos y la pérdida de suelo entre los tratamientos utilizados; en aquellos en los que no se emplearon fajinas se produce una cantidad significativamente mayor de sedimento perdido, en comparación a las parcelas en las que se realizaron fajinas, sin tener en cuenta la orientación de las parcelas. Robichaud *et al.* 2008b también observaron un aumento en las tasas de sedimento obtenido en las parcelas control que en las parcelas tratadas con fajinas, aumentando a su vez con la cantidad de lluvia y la intensidad de la lluvia, pero no significativamente. Además cada año obtuvo una disminución del efecto del tratamiento. Por otro lado, estudios previos también mostraron la efectividad de las barreras de erosión con troncos en pequeños eventos de lluvia (Wagenbrenner *et al.*, 2006; Robichaud *et al.*, 2008a, 2008b). Este resultado también es consistente con los hallazgos de Robichaud *et al.* (2005) quienes declararon que estos tipos de barreras de erosión no son adecuadas en áreas con alta precipitación.

En cambio, a diferencia de lo obtenido en este estudio, otros autores no observaron diferencias significativas entre las parcelas tratadas y las control sin tener en cuenta la cantidad de lluvia ni la intensidad (Wohlgemuth *et al.*, 2001; Wagenbrenner *et al.*, 2006; Robichaud *et al.*, 2008a).

Las tasas de erosión registradas en este estudio como promedio de las parcelas control se podrían considerar altas (9 t/ha-año) en comparación con otros estudios realizados en la Península Ibérica con unas condiciones climáticas similares. Por ejemplo, Badía *et al.* 2011, en un estudio de Fraga obtuvieron una pérdida de 1,78 t/ha-año; Llovet *et al.* (2009b) en un estudio en Alicante post incendio de *Pinus halepensis* y una precipitación de 475 mm/año obtuvieron una tasa de erosión anual que variaba entre 0,17-1,5 t/ha-año. Badía y Martí (2000) en un incendio de *Pinus halepensis* en el Valle del Ebro (446 mm/20 meses), obtuvieron en suelos calizos en un estudio de 20 meses una tasa de erosión de entre 1 y 2 t/ha en parcelas control.

Sin embargo, Fernández *et al.* (2011), obtuvieron una tasa de erosión de 35 t/ha-año en el año posterior de un incendio en Pontevedra, con una precipitación anual que rondaba los 1600 mm; y Fernández y Vega. (2016) recogieron una pérdida de 55,4 t/ha-año en parcelas control tras un incendio de *Pinus pinaster* en La Coruña, con una precipitación anual de 2300 mm. Según estos datos, se puede afirmar que en clima atlántico, donde llueve mucho más que en el clima mediterráneo, se produce una mayor erosión.

Badía *et al.* (2015) obtuvieron una pérdida de erosión en un incendio de *Pinus halepensis* en Castejón de Valdejasa (Cinco Villas) de 8,51 t/ha-año, considerándose también elevada en comparación con otros estudios (Shakesby *et al.* 2011). Obtuvieron diferencias estadísticamente significativas en la medida de la erosión en suelos calizos debidas al tratamiento (fajina vs control) tanto en laderas Norte ($P=0,0004$) como en Sur ($P=0,0002$) durante el primer año desde la instalación de la fajina y el tercero desde el incendio. En cambio, en el segundo año, no hubo diferencias significativas en ninguno de los tratamientos para ninguna orientación, debido a que la cobertura vegetal había evolucionado y ya habían transcurrido 3 años desde el incendio. Este estudio difiere en lo estudiado en Luna, ya que el tratamiento solo ha sido significativo en exposición SE ($p=0,001$). Este hecho se debe a que la cobertura vegetal en la exposición NE del estudio de Luna era mayor que la de Castejón de Valdejasa.

	Erosión (t/ha-año)		P
1 ^{er} año	Fajina	Control	
Norte	2,24	13,35	0,0004
Sur	0,28	10,34	0,0002
2 ^o r año	Fajina		
Norte	1,11	0,86	0,4500
Sur	0,69	1,38	0,8000

Tabla 4. Erosión obtenida en Castejón en dos años consecutivos según tratamiento y orientación.

Fuente: Badía *et al.* (2015).

En un estudio realizado por Robichaud *et al.* (2008b) observaron que la tasa de erosión obtenida en las cuencas tomadas como control variaron de 0,14 t/ha-año a 24,4 t/ha-año en el primer año; mientras que los tomados de cuencas tratadas variaron de 0,12 t/ha-año a 11,4 t/ha-año. Para el segundo año, los sedimentos recogidos variaron de 0,01 t/ha-año a 7,1 t/ha-año en las cuencas hidrográficas no tratadas, y de 0 t/ha-año a 1,4 t/ha-año en las cuencas hidrográficas tratadas. Todos los sitios tuvieron tasas de erosión más altas en las cuencas de control que en las cuencas tratadas, excepto en uno, en el cuarto año después del incendio, donde una tormenta muy grande produjo más sedimento en la cuenca tratada. La erosión fue inferior en las cuencas tratadas con troncos que las cuencas hidrográficas control, y estas diferencias fueron impulsadas por las respuestas de las cuencas a pequeños eventos de lluvia. No hubo un efecto de tratamiento detectable para eventos de lluvia grandes. La retención de sedimentos mostró un efecto de tratamiento para tormentas pequeñas pero no para grandes tormentas (Robichaud *et al.* 2008b). En el clima mediterráneo, las lluvias no son tan agresivas como lo pueden ser en Estados Unidos, y las fajinas pueden cumplir su función en casi todos los eventos de precipitación, aunque en alguna parcela tratada con fajina también se recoge mayor cantidad de sedimento que en la control en algún muestreo de este estudio (como ocurre en el primer muestreo y el segundo en una fajina en ladera SE). Este resultado sugiere que la instalación de fajinas puede causar suficiente perturbación en el suelo como para producir un aumento en la tasa de erosión,

debido al arrastre de tierras, al desgaste del terreno por pisadas o por maquinaria, etc. especialmente en las primeras tormentas después de la instalación (Robichaud *et al.* 2008b).

Robichaud *et al.* (2008a) afirman que los troncos apeados tras la quema y dispuestos en curvas de nivel no lograron reducir significativamente la tasa de erosión en comparación con el control, pero si hubo reducciones significativas en tasa de erosión entre 2001 y 2002 y entre 2002 y 2003, considerando todos los tratamientos aplicados junto con los controles, comparando únicamente entre años. Para corroborar esto se relacionaron las tasas de erosión de cada evento tanto del año posterior al incendio como los siguientes con la intensidad de la lluvia. La mayor tasa de erosión (23 t/ha) se produjo en un evento de lluvia con una intensidad (I_{10}) de 39,6 mm/h; al año siguiente, en 2002, ocurrió el evento de lluvia con el mayor I_{10} (42,7 mm/h), que en cambio, solo produjo un rendimiento de sedimentos de 0,6 t/ha; en 2003, el mayor evento de lluvia con un I_{10} de 30,5 mm/h produjo un rendimiento de solo 0,18 t/ha. Estas tres tormentas, con valores de I_{10} relativamente comparables, generaron menores tasas de erosión conforme avanzaba el tiempo, por lo que se obtuvo que la reducción en la tasa de erosión no fue únicamente el resultado de las diferencias en las entradas de lluvia a lo largo del tiempo, sino una combinación de varios factores, como la disminución de la repelencia al agua, el aumento de la cobertura vegetal, el blindaje del suelo y las condiciones más secas de los años posteriores al 2001 (Robichaud *et al.* 2008a).

A pesar de que las cantidades limitadas de lluvia erosiva cuando el suelo está en su punto más vulnerable pueden explicar algunas bajas tasas de erosión en el primer año, no pueden explicarlas todas. Esto se debe a que, como ya se discutió, los suelos en el Mediterráneo a menudo son delgados y pedregosos. La erosión en dichos suelos tiende a ser limitada: una vez que la ceniza superficial suelta los restos carbonizados y cualquier sedimento de superficie formado por la desagregación de sedimentos inducida por el fuego han sido eliminados por el flujo superficial, existe una cantidad limitada de material superficial adicional disponible para el desprendimiento y transporte en suelos finos y pedregosos. Por lo tanto, el sedimento fino queda rápidamente protegido por la reexposición de una capa de piedras desarrollada en un evento de erosión anterior, o por una capa desarrollada por la eliminación de finos de las piedras cercanas a la superficie (Shakesby *et al.* 2011).

Imeson *et al.* (1998) encontraron que la estabilidad del agregado se desarrolló mejor debajo de piedras y debajo de la vegetación durante la recuperación posterior al fuego. El alto contenido de piedra de muchos suelos mediterráneos puede tener un impacto más importante en la erosión posterior al incendio que lo que hasta ahora se ha reconocido (Shakesby *et al.* 2011).

Otro factor importante en el control de la erosión es la pedregosidad (Shakesby *et al.* 2011). En el incendio de Luna, se realizaron tres muestreos simultáneos a los estudios de vegetación analizando la pedregosidad en las dos laderas estudiadas (tabla 5).

Pedregosidad (%)	Muestreo (Enero)	Muestreo (Marzo)	Muestreo (Mayo)
NE Fajina	8,5±7,8	8,5±7,7	4,5±0,8
NE Control	13±18,4	10,5±14,8	4,5±6,34
SE Fajina	11,3±10,1	11±12,2	13,33±10,4
SE Control	5,3±5,0	5,3±5,0	7±7,0

Tabla 5. Pedregosidad (%) según tratamiento y orientación a lo largo del estudio.

La pedregosidad del suelo está en torno al 10%, pero se aprecia por lo general una ligera disminución conforme se realizan los muestreos, debido a que la vegetación va cubriendo la cubierta del suelo y las piedras, excepto en las parcelas tratadas con fajinas en ladera SE, que aumenta entre el muestreo de marzo y de mayo, pudiéndose deber a que algún animal haya podido pasar por ese punto y haya arrastrado alguna piedra. No existen diferencias significativas entre tratamientos ni entre orientaciones, por lo que en el incendio de Luna, la pedregosidad no parece jugar un papel clave en la erosión del suelo ni, por tanto, en la evolución de la cobertura vegetal en ninguno de los tres muestreos.

Aunque, convencionalmente, se espera que la erosión alcance su máximo durante el primer año después del incendio forestal y disminuya posteriormente, en varios de los estudios analizados por Shakesby *et al.* (2011), la mayor erosión se retrasa hasta más tarde, de hecho en algunos casos en ambiente mediterráneo mucho más tarde, en el tercero (Llovet *et al.*, 2009b) e incluso en el quinto año después del incendio (Bautista, 1999, citado en Llovet *et al.*, 2009b; tabla 1). Esto refleja la alta variabilidad en la intensidad de la lluvia y los totales anuales en el Mediterráneo y la tasa de recuperación de la vegetación a menudo lenta, de modo que los suelos todavía pueden estar relativamente desprovistos de una cubierta vegetal protectora y susceptible a la erosión durante años en lugar de meses después de un incendio forestal (Shakesby *et al.* 2011).

MATRIZ DE CORRELACIÓN	EROSIÓN	SUELO DESNUDO	COBERTURA VEGETAL	CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	pH	%C
EROSIÓN	1	0,768	-0,344	-0,452	0,499	-0,514
SUELO DESNUDO	0,768	1	-0,473	-0,461	0,597	-0,271
COBERTURA VEGETAL	-0,344	-0,473	1	0,04	-0,779	-0,484
CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	-0,452	-0,461	0,04	1	-0,448	0,512
pH	0,499	0,597	-0,779	-0,448	1	0,149
%C	-0,514	-0,271	-0,484	0,512	0,149	1

Tabla 6. Matriz de correlación de los parámetros medidos en este estudio. Significativo para $p<0,05$, con

$n=9$.

La matriz de correlación destaca la relación existente entre la erosión y el suelo desnudo (76,8%), ya que uno de los factores claves en el aumento de la erosión es el porcentaje de suelo desnudo. En los estudios de vegetación se midió la evolución de suelo desnudo.

5.2 Agua de escorrentía: cantidad y calidad (pH y CE)

5.2.1 Cantidad del agua de escorrentía

El agua de escorrentía obtenida en los muestreos realizados a lo largo del estudio se relaciona directamente con la lluvia recogida en el pluviómetro de la zona de estudio. Esto se corrobora obteniendo la ecuación de la recta en la que se representan la lluvia recogida (eje X) y la escorrentía obtenida (eje Y): $y = 0,4363x + 2,2135$; $R=0,9136$.

Muestreo	Fecha	Lluvia recogida (mm)	Escorrentía recogida (l/m ²)
Muestreo 1	06/02 4días	38	14
Muestreo 2	17/02 3días	17	7,65
Muestreo 3	06/03 1día	32	17,6
Muestreo 4	28/03 6días	52	24,7
Muestreo 5	26/04 1día	10	7,4
Muestreo 6	02/05 1día	12	5,65
Muestreo 7	07/05 1día	9,5	5,5
Muestreo 8	14/05 3días	27	18,6
Muestreo 9	19/05 1día	28	17,2

Tabla 7. Relación entre los parámetros lluvia y escorrentía recogidos en cada muestreo.

Por otro lado, comparando la tasa de erosión obtenida en cada muestreo con la escorrentía, obtenemos $R=0,4989$, indica la relación directamente proporcional entre la escorrentía (eje X) y la tasa de erosión obtenida (eje Y). Esta relación obtenida es la esperada, ya que a mayor escorrentía producida por la lluvia, más capacidad de arrastre de materiales tendrá esa lluvia. Diferenciando entre tratamiento (fajina vs control) la relación erosión-escorrentía es mayor en las laderas control ($R=0,32$) que en las tratadas con fajinas ($R=0,1$).

Fernández y Vega (2015) indican que la precipitación acumulada en el primer año después del incendio fue más importante que otros parámetros de lluvia para explicar la pérdida de suelo. En este trabajo se utiliza también la cantidad de lluvia total, ya que la intensidad de lluvia era imposible de estimar, pues el lugar de trabajo distaba del lugar de residencia del autor del trabajo, además de estar comunicado por caminos, que hacían imposible llegar a la zona de muestreo con el coche los días de lluvia y el día/dos días posteriores a la lluvia.

5.2.2 Calidad del agua de escorrentía

pH

El pH del agua de escorrentía es básico tanto tras medir el agua de escorrentía en agitación ($7,66 \pm 0,18$), como tras decantación ($7,50 \pm 0,18$) en comparación al agua de lluvia, ya que según la EPA (United States Environmental Protection Agency) los valores de pH de lluvia normal se encuentran entre 5,0 y 5,5, un valor más ácido que el obtenido en este estudio. Este hecho se debe a que los suelos quemados analizados son suelos calizos, ya que la caliza, al ser disuelta por el agua de escorrentía, aumenta el pH del suelo, es decir, lo alcaliniza.

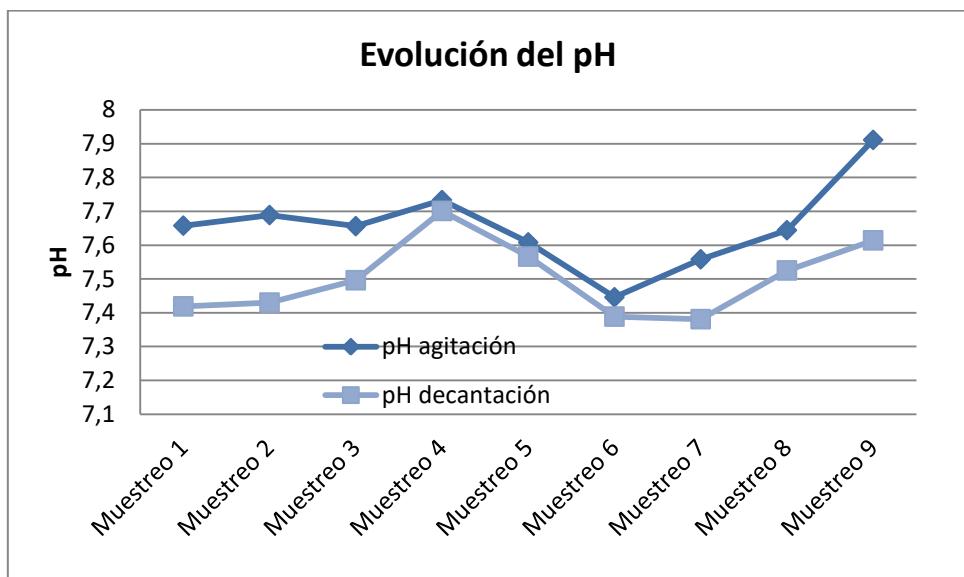


Figura 10. Evolución del pH a lo largo del estudio.

En la figura 10 no se observa una tendencia clara del pH a lo largo del estudio; esto es debido a que nos encontramos en el segundo año desde que sucedió el incendio, y el pH ya se ha estabilizado. Badía *et al.* (2011) señalan que el calentamiento del suelo a 250°C provoca una disminución del pH y un aumento de la conductividad eléctrica (CEe) y que calentar el suelo a 500°C provoca un aumento en el pH y una disminución en CEe. Además, la adición de cenizas aumenta el contenido de materia orgánica, la relación C/N y el pH en suelos yesosos y calizos, como el que encontramos en el estudio de Luna.

El pH medido nada más llegar las muestras al laboratorio (pH de agitación) es ligeramente mayor (2 décimas) al medido tras dejar decantar o sedimentar el sedimento unas 24-48 horas (pH decantación) en todos los muestreos realizados. Esto se debe a que el agua del pH de escorrentía contiene mayor cantidad de sedimento disuelto, y al tratarse de un suelo calizo aporta basicidad al agua.

Cancelo *et al.* (2010) afirman que el pH de los lixiviados refleja los mayores valores en las muestras sometidas a 400°C , seguido por los suelos sometidos a menos de 200°C ; además, evidencia que los suelos sometidos a choques térmicos presentan pH directamente proporcionales a la temperatura, debido a la acción del fuego sobre la composición del suelo. Sometiendo los suelos a

diferentes temperaturas, existen dos umbrales fundamentales: el calentamiento por debajo de los 220°C, donde comienza la destrucción de la materia orgánica, que hace descender la CIC del suelo y como consecuencia de la liberación de los iones acidificantes disminuye el pH del suelo y, por encima de los 440°C donde sigue disminuyendo la CIC, pero ahora el pH aumenta, como consecuencia de la formación de óxidos y perdida del grupo hidroxilo (Cancelo *et al.*, 2010).

Conductividad eléctrica (CE)

La CE fluctúa entre muestreos obteniéndose un valor medio de $271,7 \pm 104,4 \mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C para el agua de escorrentía tras agitación y de $279,6 \pm 82,2 \mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C para el agua de escorrentía tras decantación. La CE del agua de escorrentía no parece seguir ningún patrón definido a lo largo de los muestreos, ni se observan diferencias claras entre medir la muestra agitada que tras dejarla decantar (figura 11).

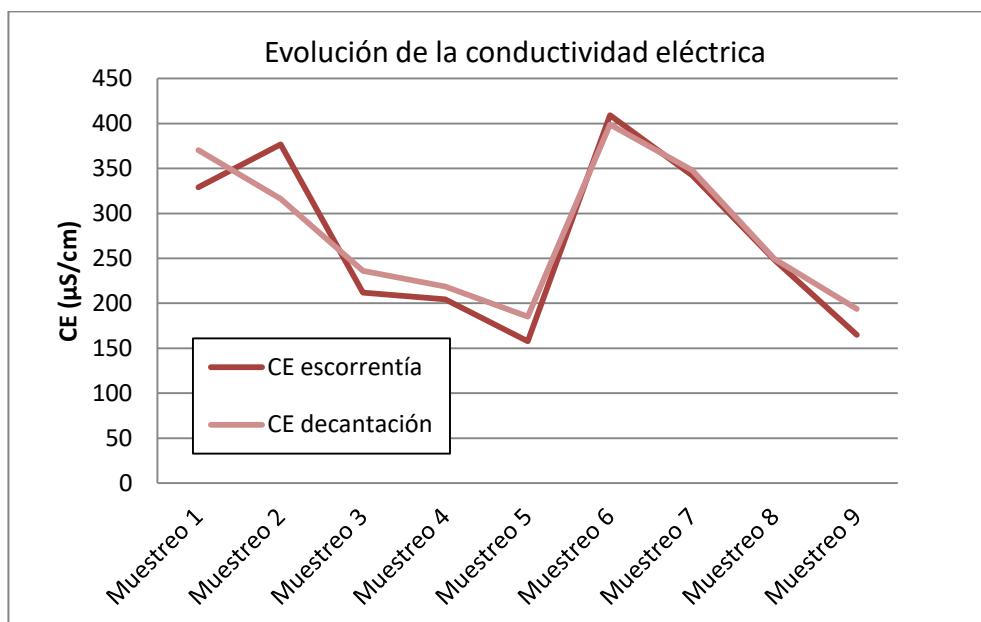


Figura 11. Evolución de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$, a 25°C) a lo largo del período de estudio.

	CE agua escorrentía tras agitación ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	CE agua escorrentía tras decantación ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Escorrentía recogida (L)
Muestreo 1 (Febrero)	329,25	370,5	14
Muestreo 2 (Febrero)	376,875	316,25	7,65
Muestreo 3 (Marzo)	212,04	235,97	17,6
Muestreo 4 (Marzo)	204,53	218,53	24,7
Muestreo 5 (Abril)	157,93	185,21	7,4
Muestreo 6 (Mayo)	409,21	398,71	5,65
Muestreo 7 (Mayo)	342,2	347,85	5,5
Muestreo 8 (Mayo)	248,19	249,49	18,6
Muestreo 9 (Mayo)	164,8	193,8	17,2

Tabla 8. Evolución de la conductividad eléctrica del agua de escorrentía ($\mu\text{S}/\text{cm}$) a lo largo del estudio y escorrentía obtenida en cada estudio.

La ecuación de la recta: $y = -7,218x + 370,51$; $R= 0,576$ nos indica que la cantidad de escorrentía (representada en el eje X) está relacionada de manera inversa con la CE, obteniendo los datos del promedio de los dos análisis de CE (eje Y). Esta tendencia es lógica ya que a mayor cantidad de agua recogida en cada trampa Gerlach, menos concentradas estarán las sales disueltas y las rocas y el material disuelto en esa agua.

Cancelo *et al.* (2010) afirman que la conductividad eléctrica en los lixiviados obtenidos para las distintas muestras presenta un comportamiento igualmente proporcional a la temperatura a la que se sometió el suelo, muy similar entre las replicas y mejorando esta relación conforme aumenta la temperatura a la que fueron sometidas. Los mayores valores de conductividad eléctrica se ven en la escorrentía de los suelos que alcanzaron temperaturas de 400ºC, estos valores van disminuyendo a medida que transcurre el tiempo de la simulación de lluvia. Un comportamiento similar, pero con valores de conductividad eléctrica inferiores, se observa en las muestras de suelo que alcanzaron temperaturas de 200ºC, que muestran valores superiores a los iniciales para los suelos no quemados al inicio de la simulación, y que posteriormente van disminuyendo hasta igualarse. Este comportamiento en la conductividad eléctrica se debe al incremento en el contenido de los diferentes iones, ya que el incremento de temperatura que experimentan las capas superficiales del suelo provoca alteraciones, sobre todo, en la accesibilidad en muchos constituyentes del suelo.

En un estudio realizado por de la Rosa *et al.* (2010) también afirman que la CE disminuyó consecuencia de la destrucción de materia orgánica y el pH aumentó debido al encalamiento derivado de la ceniza. Alternativamente, la pérdida de ácidos orgánicos durante el fuego puede aumentar el efecto calmante de las cenizas y aumentar el pH del suelo.

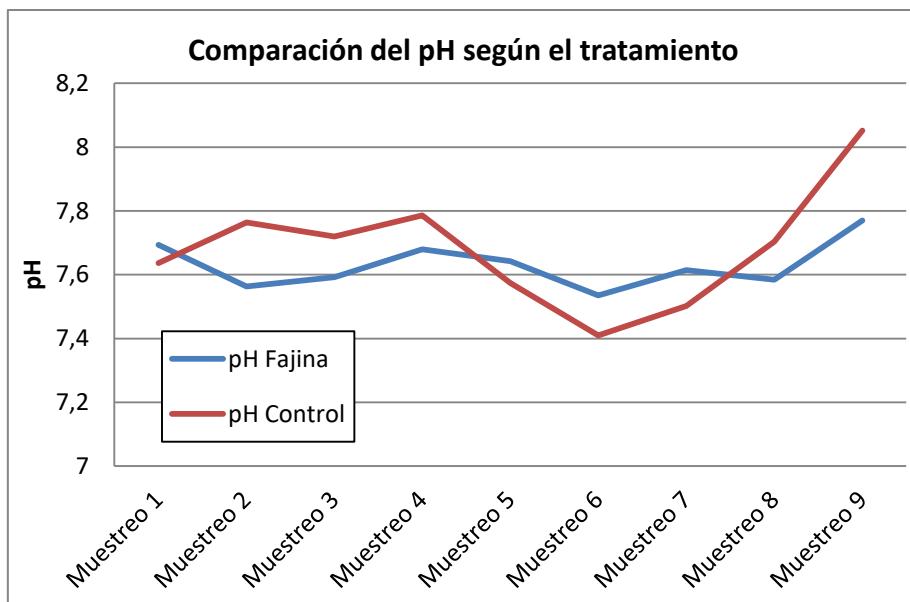


Figura 12. Comparación del pH de agua de escorrentía según el tratamiento (Fajina vs Control) a lo largo del estudio.

Como se puede comprobar en la figura 12 no se observa ninguna tendencia ni diferencia entre el pH de escorrentía obtenido en parcelas tratadas con fajina respecto a las control ($P=0,416$). Badia *et al.* (2010) afirman también que la construcción de fajinas no conllevó diferencias en la calidad de los sedimentos y la escorrentía.

Robichaud *et al.* (2013) tampoco encontraron diferencias en la calidad de los sedimentos y la escorrentía. Sin embargo, León *et al.* (2012) dedujeron que el uso de astillas de madera como abono orgánico acidifica significativamente la el agua de escorrentía tanto en suelos calizos quemados como en yesosos, disminuyendo el pH de 7,5 a 7,1.

Una de las conclusiones principales cuando se hace una revisión de los efectos es que nunca o casi nunca podemos generalizar, y que los efectos serán muy variables ya que, como decimos, hay muchos factores que intervienen. En algunos casos, el suelo habrá sufrido alteraciones muy fuertes que lo dejan en muy malas condiciones para su funcionamiento y, por tanto, para poder asumir una revegetación natural o asistida por el hombre. Sin embargo, en otros casos el efecto no pasará de un leve quemado de las partes aéreas de la vegetación, produciéndose una “fertilización” del suelo, y una renovación o cambio en la situación trófica de ciertos elementos, secuestrados en la vegetación (Solera y Cerdá, 2009).

5.3 Calidad del sedimento (%C orgánico)

Como se observa en la tabla 9, la cantidad de materia orgánica (MO) exportada con los sedimentos en el primer y el noveno muestreo es similar. Es llamativa la mayor riqueza de la parcela SF en ambos muestreos. Este hecho puede relacionarse a que en esas parcelas existiera una mayor cantidad de materia orgánica en el suelo, debido a residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal en diferentes etapas de descomposición, ya que el carbono orgánico del suelo es el elemento principal que forma parte de la materia orgánica del suelo. Debido a la mineralización de esta materia orgánica, se liberan nutrientes para las plantas.

Referencia	1 ^{ER} muestreo: febrero	Último muestreo: mayo
NF	6,2±0,0	9,1±0,6
NC	14,6±1,3	7,8±1,9
SF	36,9±23,2	28,7±25,4
SC	9,4±3,8	9,6±2,0

Tabla 9. Calidad del sedimento (%MO orgánica) en el primer y el último muestreo (media y desviación estándar).

En el primer muestreo las parcelas NF tienen desviación estándar 0 debido a que solo se recogió muestra de un Gerlach.

Los valores de la MO (%) varían del 6,3% en parcelas tratadas con fajinas en exposición NE a 36,8% en laderas tratadas con fajinas en exposición SE en el muestreo de febrero. Para el muestreo de mayo, el % de MO varió de un 7,8% en parcelas control en exposición NE, a 28,7% en parcelas con fajinas en exposición SE. Los valores de MO en el incendio de Luna son relativamente mayores que los obtenidos por Badía *et al.* (2015) en Castejón de Valdejasa, pues obtuvo un % de MO de 4% en las parcelas S a 8,6% en las parcelas N. Suelos con valores superiores del 2% se consideran deseables (Espinoza *et al.*, 2000), por lo que estos valores informan que el suelo de Luna es rico en MO. Este hecho protege frente a la erosión, mejora la aireación del suelo y la capacidad de retención del agua.

En estudios que analizan este parámetro desde el primer momento de la quema, los resultados son complejos y variados como se ha comentado anteriormente (Bodí *et al.*, 2012). El carbono se ve modificado tanto en calidad como en cantidad; en incendios de baja intensidad se pueden observar incrementos de carbono orgánico, procedente de la vegetación parcialmente pirolizada, mientras que en incendios de alta intensidad se puede reducir el contenido de las capas más superficiales (Fernández *et al.*, 1997, citado en Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Además, a medida que la temperatura aumenta, el humus sufre modificaciones que le confieren características más resistentes a la degradación microbiana. En el incendio de Luna, desde que se comenzó el estudio se han aportado las siguientes cantidades de materia orgánica en función de la orientación de la parcela y del tratamiento empleado.

Los valores de la MO varían de 1,2 kg/ha en el muestreo de febrero en las parcelas tratadas con fajinas en orientación NE hasta 67 kg/ha en parcelas control en orientación SE, también obtenido en el muestreo de febrero. Los valores de MO en el muestreo realizado en mayo son más homogéneos entre las parcelas, ya que varían de 11,3 en parcelas control en la ladera NE a 34,8 en parcelas control en la ladera SE.

Orientación x Ladera	Cantidad de MO (kg/ha) muestreo febrero	Cantidad de MO (kg/ha) muestreo mayo
NF	1,2±0,74	15±15,1
NC	45±7,5	11,3±0,3
SF	27,6±18,6	22,1±12
SC	67,1±81,1	34,8±21,9

Tabla 10. Cantidad de MO (t/ha año) en función de la orientación y el tratamiento.

5.4 Rendimiento de las fajinas en la retención de sedimentos y el agua de escorrentía

5.4.1 Rendimiento de las fajinas en la retención de sedimentos

El rendimiento de las fajinas en ladera NE fue de $56,1 \pm 15,2\%$ y en laderas SE fue de $77,79 \pm 12,3\%$ (Tabla 11).

El rendimiento de las fajinas varió desde el 45,32% en una fajina en la ladera NE hasta el 87,39% en fajina en ladera SE, coincidiendo con el mayor (43,67%) y el segundo menor (8,67%) porcentaje de cobertura vegetal, pudiendo existir un efecto inversamente proporcional entre el rendimiento de la fajina y la evolución de la cobertura vegetal.

ORIENTACIÓN	RENDIMIENTO FAJINAS POR PARCELA (%)	RENDIMIENTO MEDIO FAJINAS (%)
N	66,88	Norte: 56,1
N	45,32	
S	82,17	Sur: 77,8
S	87,39	
S	63,82	

Tabla 11. Rendimiento medio (%) de las fajinas según la orientación.

Badía *et al.* (2015) obtuvieron un rendimiento promedio de la fajina entre todo el conjunto de sitios de aproximadamente el 91% en 2012, que va del 78% en GN (suelo yesoso en ladera Norte) al 97% en sitios CS (suelo calizo en ladera Sur) y GS (suelo yesoso en ladera Sur), encontrándose un valor intermedio, 83% para el sitio CN (suelo calizo en ladera Norte). En 2013, el segundo año desde la realización de la fajina, el rendimiento de la fajina fue significativamente diferente solo para el sitio GS (95%), que todavía exhibía aproximadamente 50% de suelo desnudo; en el conjunto de las parcelas experimentales se obtuvo un rendimiento medio de la fajina del 66,8%, estando en el límite de la significancia ($p=0,0463$).

La efectividad de las fajinas en este estudio son menores que las obtenidas por Badía *et al.* (2015), pudiéndose deber a que los eventos de lluvia fueron menores en el período analizado en este estudio, a que el porcentaje de suelo desnudo fue mayor en el estudio de Castejón de Valdejasa que en el de Luna, a una menor intensidad del fuego, a una mejor recuperación de la cobertura vegetal en las laderas de este estudio o a una peor construcción de las fajinas de Luna.

Robichaud *et al.* (2008a) registraron un rendimiento de los troncos del 87% para el primer año. Sin embargo, estas barreras capturaron poco sedimento adicional después de esa primera tormenta, y su eficiencia disminuyó a medida que sucedían eventos adicionales de lluvia. A final de 2001, las eficiencias medias habían disminuido a menos del 50% para fajinas. Robichaud *et al.* (2008a) observaron que en las fajinas instaladas en ese estudio de investigación (realizadas cuidadosamente) la escorrentía y

el sedimento fluyeron sobre la parte superior de la barrera, pero solo en tres de esas observaciones las barreras se llenaron hasta la capacidad y cinco se encontraban llenas o por debajo del 50%, por lo que sólo fueron parcialmente efectivas. En un estudio sobre troncos apeados y colocados en curvas de nivel por equipos de campo en Colorado, un promedio del 32% de los troncos de siete sitios, y hasta el 70% de los troncos de un solo sitio, no tenían contorno y / o tuvo contacto incompleto con la superficie del suelo (Wagenbrenner *et al.*, 2006).

Fernández *et al.* (2011) observaron una eficiencia media de las fajinas en la retención de sedimentos en la primera fecha de evaluación (un mes después de su colocación) del 58%, un valor ligeramente menor que los valores observados en el estudio de Luna, debido a la diferente climatología de las áreas de estudio. La eficiencia de las barreras disminuyó apreciablemente, al 15%, 4 meses después de la instalación del tratamiento, mientras que la aplicación de paja conseguía un rendimiento del 66%. La disminución fue más rápida de lo informado por Robichaud *et al.* (2008a). En el estudio Fernández *et al.* (2011), la reducción en los rendimientos de sedimentos observada durante el segundo año después del incendio fue similar a los reportados en estudios previos (Robichaud y Brown 2000; Wagenbrenner y otros 2006; Robichaud y otros 2008a, 2008b). En el dicho estudio, la reducción en los rendimientos de sedimentos también parece estar influenciada por las condiciones más secas en el segundo año de estudio y también por el aumento del suelo y la cubierta vegetal (Robichaud *et al.*, 2008a).

Robichaud *et al.* (2008b) obtuvieron una efectividad de las fajinas de hasta el 65%. Sin embargo, estos resultados pueden ser un poco confusos porque 56 de las 66 respuestas fueron el resultado de pequeñas tormentas de lluvia o deshielo. Debido a la tendencia de los datos hacia las pequeñas tormentas, es imposible analizar los resultados sin abordar la magnitud relativa de las tormentas que se produjeron, medida por el período de retorno.

Robichaud *et al.* (2005) mostraron una reducción de la erosión del 50% en las cuencas tratadas con fajina en comparación con las cuencas no tratadas durante el primer año en ciertas parcelas. Generalizando a partir de los datos recopilados hasta la fecha, la reducción esperada de la erosión en el primer año de los troncos fue entre 20-50% en áreas expuestas a eventos de lluvia de intensidad moderada a alta, y es poco probable que sea superior al 70% para cualquier evento de lluvia. Una vez que las fajinas se llenan a su capacidad, cualquier escorrentía adicional provoca que el agua cargada de sedimentos fluya alrededor y sobre los troncos.

La tabla 12 sintetiza los resultados obtenidos en la reducción de la tasa de erosión por diferentes autores en diversos estudios aplicando tratamientos (fajina o acolchado de paja) como medida restauradora en incendios forestales.

Fuente	Lugar	Rendimiento	Tratamiento
Robichaud et al. (2005)	Oeste de EEUU	50%	Fajinas
Robichaud et al. (2008a)	Montana (EEUU)	87%	Fajinas
Robichaud et al. (2008b)	Oeste de EEUU	65%	Fajinas
Fernández et al. (2011)	Galicia	15%	Fajinas
Fernández et al. (2011)	Galicia	66%	Acolchado de paja
Badía et al. (2015)	Castejón de Valdejasa	92%	Fajinas
Ballesteros (2007) (Este estudio)	Luna	70%	Fajinas

Tabla 12. Síntesis de los resultados obtenidos por diversos autores en la reducción de la tasa de erosión.

En un estudio realizado en Corea (en un área con 1.115 mm de precipitación / año), Chang-Gi et al. (2008) obtuvieron que las fajinas instaladas tres años después del incendio en laderas parcialmente vegetadas de *Pinus densiflora* y *Quercus* spp. no tuvieron efecto ni en la escorrentía ni en la erosión del suelo, lo que se atribuyó al pequeño diámetro de los troncos (7-10 cm). En cualquier caso, la erosión del suelo fue baja tanto en parcelas tratadas como de control, con tasas de aproximadamente 0,5 t/ha-año.

La efectividad de fajina en la reducción de los rendimientos de sedimentos dependerá de la densidad, el tamaño y la calidad de la instalación de los troncos cortados a nivel, así como de la magnitud y el momento de los sucesos de tormentas posteriores (Wagenbrenner et al., 2006).

La tala de troncos y la realización de fajinas es una tarea relativamente laboriosa y costosa, pero modificaciones relativamente pequeñas podrían reducir en gran medida el error. Un detalle en el estudio de Wagenbrenner et al. (2006) ocurrió con las bermas de tierra, que se construyeron cuesta arriba desde los extremos de las trincheras en aproximadamente la mitad de los troncos. Estas bermas evitaron que la escorrentía fluyera alrededor de los extremos de los troncos mejorando en gran medida la efectividad de los troncos que estaban ligeramente fuera de contorno. Esta simple adición podría potencialmente aumentar la capacidad de almacenamiento promedio hasta en un 30% y la capacidad de almacenamiento de sedimentos en hasta 5 m³/ha. Este aumento en la capacidad de almacenamiento aumentaría la probabilidad de que las fajinas redujeran significativamente los rendimientos de sedimentos posteriores al incendio.

Las fajinas pueden tener varios defectos, tanto de instalación incorrecta como de degradación a lo largo del tiempo, que reducen su efectividad. El defecto observado más comúnmente en el estudio de Robichaud et al. (2008b) fue la instalación de troncos o su posterior desplazamiento fuera del contorno, que a menudo resultaba en la formación de surcos.

Las fajinas logran un efecto doble: aumentar la rugosidad del suelo y la cobertura del suelo. Al aumentar la rugosidad del suelo, se debe reducir la energía cinética de los flujos sobre tierra y, por lo tanto, su erodibilidad. Además, las ramas de poda se utilizan como mantillo en el suelo, evitando el impacto directo de las gotas de lluvia. Las fajinas instaladas correctamente pueden ser tan efectivas para

controlar la erosión post-incendio como otros métodos. También se pueden incluir factores adicionales en tales análisis, como costos de mano de obra, dificultades en la construcción (ya que los troncos irregulares de pino silvestre no se pueden ajustar fácilmente para adaptarse a la superficie del suelo) y la evolución futura de las represas de troncos en el tiempo, ya que representan un número de barreras de gran tamaño a lo largo de la pendiente, lo que puede obstaculizar los trabajos forestales posteriores (Vega *et al.*, 2013).

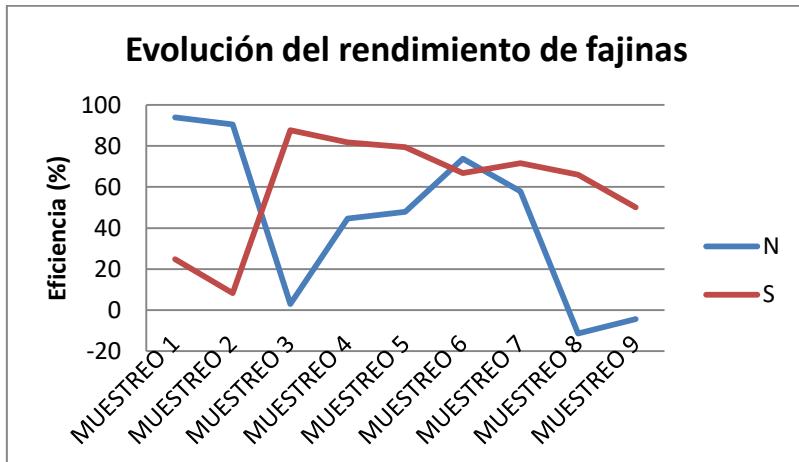


Figura 13. Evolución del rendimiento de fajinas a lo largo del estudio según orientación

Como se puede observar en la figura 13, ocurren dos tendencias claras que han sido comentadas anteriormente. Las fajinas orientación NE tienen una clara tendencia negativa, aunque mantiene cierta variabilidad debido a la intensidad y a la cantidad de la lluvia. Esta tendencia negativa se debe al progresivo aumento de la cobertura vegetal y a la colmatación de las fajinas, que poco a poco reducen la capacidad de retener el sedimento que se escurre.

En cambio, en orientación SE, los dos primeros muestreos indican una eficiencia muy baja, pues las parcelas control tienen tasas de erosión parecidas a aquellas tratadas con fajinas. Estos resultados podrían significar que la instalación de troncos puede causar perturbación del suelo y producir un aumento en la tasa de erosión en las primeras tormentas después de la instalación, debido a la desagregación del suelo (Robichaud *et al.*, 2008b). A partir de la tercera lluvia, la eficiencia aumenta hasta el muestreo 6 realizado en mayo, a partir del cual vuelve a seguir un patrón descendente consecuencia de la disminución del porcentaje de suelo desnudo.

5.4.2 Rendimiento de las fajinas en la retención del agua de escorrentía

El agua de escorrentía muestra valores significativamente ($p=0,014$) menores en las parcelas tratadas con fajinas ($3,1 \text{ l/m}^2$) que en las control en exposición SE ($6,7 \text{ l/m}^2$), como se puede observar en la tabla 13.

Orientación	Tratamiento		
	F	C	P
NE	1,2±0,7	2,2±1,4	0,27
SE	3,1±1,3	6,7±3,7	0,02*
P	0,28	0,01*	

Tabla 13. Escorrentía obtenida (l/m^2) según tratamiento y orientación (media \pm desviación estándar).

Los resultados obtenidos son menores que los comparados con otros autores. Badía et al. (2015) obtuvieron para las parcelas control un valor de $6,88 l/m^2$ y para las parcelas tratadas con fajinas $3,0 l/m^2$ para el primer año tras la construcción de las fajinas, por lo que esos valores son muy similares a los valores de nuestro estudio en exposición SE.

El rendimiento de las fajinas construidas en Luna para retener la escorrentía es de un $47,9\pm23,3\%$ en las fajinas dispuestas en exposición NE y de $49,9\pm19,1\%$ en las de exposición SE. Este valor acerca al aportado por Badía et al., (2015) de 47,2% en el rendimiento de las fajinas en orientación S, mientras que es superior en orientación N (36,8%).

5.5 Evolución de la cobertura vegetal

La cobertura vegetal aumenta conforme al tiempo de estudio (de enero a mayo) en todas las parcelas experimentales, siendo proporcional al valor de partida. En las laderas N se alcanza un valor máximo del $61,5 \pm 10,6\%$ y en las laderas S un mínimo de $15 \pm 5,2\%$ en el mes de mayo.

Tratamiento x Ladera	Muestreo		
	Enero	Marzo	Mayo
FAJINA NORTE	$26 \pm 2,8$ a	$33,5 \pm 0,7$ a	$61,5 \pm 10,6$ a
FAJINA SUR	$3,33 \pm 2,1$ b	$4,33 \pm 2,51$ b	$16,33 \pm 7,6$ b
CONTROL NORTE	$11,5 \pm 5,0$ b	$13,5 \pm 5,0$ b	$36 \pm 5,7$ c
CONTROL SUR	$7,33 \pm 2,1$ b	$8,33 \pm 2,1$ b	$15 \pm 5,2$ b

Tabla 14. Evolución de la cobertura vegetal a lo largo del estudio según tratamiento (media ± desviación estándar y significancia). Letras distintas para cada muestreo indican diferencias entre parcelas experimentales.

El muestreo 1 ya representa una diferencia significativa en la ladera NE entre tratamiento con fajina y control, pudiéndose deber a que desde la instalación de la fajina hasta la colocación de las trampas Gerlach transcurrieron unas tres semanas, produciéndose alguna lluvia en esas semanas. Además desde la instalación de las trampas de retención de sedimento hasta el primer muestreo de la vegetación pasó más de un mes.

En los ecosistemas mediterráneos, generalmente, después del fuego tiene lugar un proceso de auto sucesión: las comunidades vegetales incendiadas se reinstalan y vuelven a conformar las mismas comunidades a corto plazo. Esta dinámica se cumple en las comunidades dominadas por pino carrasco, como nuestra zona de estudio, aunque en estos casos sea en función del régimen de incendios, régimen climático o capacidad reproductiva de los pinos (Vallejo *et al.*, 2009).

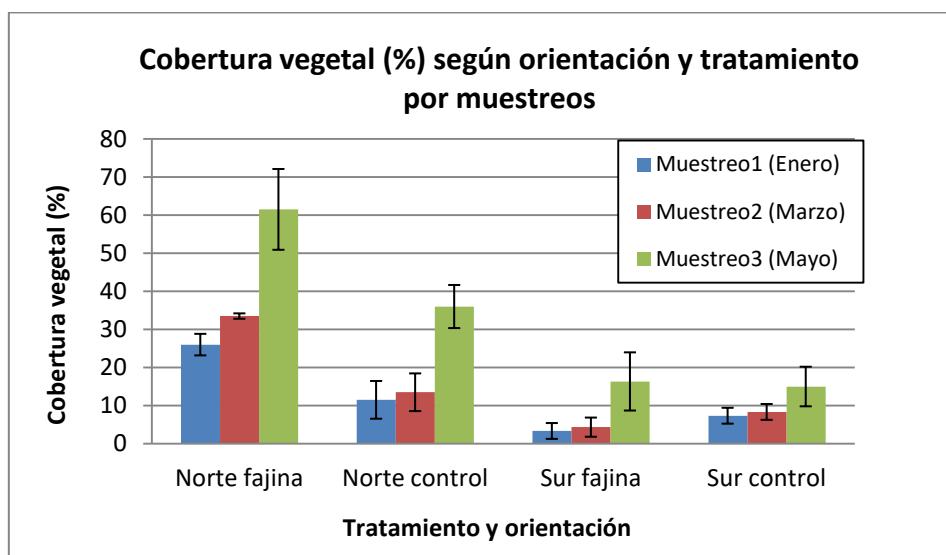


Figura 13. Cobertura vegetal (%) según orientación y tratamiento por muestreos (media y desviación estándar)

En el muestreo de enero, los efectos del tratamiento (fajina vs control) en cuanto a la cobertura vegetal, mostraron aumentos significativos en aquellas parcelas situadas en laderas de exposición Noreste ($P=0,002$); en cuanto a la diferencia entre orientaciones (Noreste y Sureste), el tratamiento fajina obtuvo diferencias significativas ($P=0,0001$).

Muestreo enero	Fajina	Control	P
Norte	26±2,8	11,5±4,9	0,002*
Sur	3,33±2,1	7,33±2,1	0,140
P	0,0001*	0,160	

Tabla 15. Cobertura vegetal (%) según orientación y tratamiento en el muestreo 1 (media ± desviación estándar y significancia).

En el muestreo de marzo, de igual modo al estudio de la vegetación anterior, los efectos del tratamiento (fajina vs control) en cuanto a la cobertura vegetal, mostraron aumentos significativos en aquellas parcelas situadas en laderas de exposición Noreste ($P=0,0004$); en cuanto a la diferencia entre orientaciones (Noreste y Sureste), únicamente el tratamiento con fajina obtuvo diferencias relevantes en ambas orientaciones ($P=0,0001$).

Muestreo marzo	Fajina	Control	P
Norte	33,5±0,7	13,5±4,9	0,0004*
Sur	4,33±2,1	8,33±2,1	0,190
P	0,0001*	0,088	

Tabla 16. Cobertura vegetal (%) según orientación y tratamiento en el muestreo 2 (media ± desviación estándar y significancia).

En el muestreo de mayo, al igual que en los anteriores, los efectos del tratamiento (fajina vs control) en cuanto a la cobertura vegetal, mostraron aumentos significativos en aquellas parcelas situadas en laderas de exposición Noreste ($P=0,010$). En cambio, sobre las orientaciones, ambos tratamientos tuvieron diferencias significativas; es decir, que tanto en laderas NE como SE los dos tratamientos (control y fajina) fueron diferentes, siendo significativamente mayores en las laderas NE.

Muestreo mayo	Fajina	Control	P
Norte	61,5±10,6	36±5,7	0,010*
Sur	16,33±7,6	15±5,2	0,830
P	0,0001*	0,020*	

Tabla 17. Cobertura vegetal (%) según orientación y tratamiento en el muestreo 3 (media ± desviación estándar y significancia).

En nuestro estudio, la evolución de la cobertura vegetal aumenta conforme lo hace el tiempo de estudio, ya que el muestreo de mayo, coincide con unas condiciones climáticas mucho más favorables para las plantas que el invierno (muestreos de enero y marzo), donde el clima frío y seco genera unas condiciones muy duras para la planta.

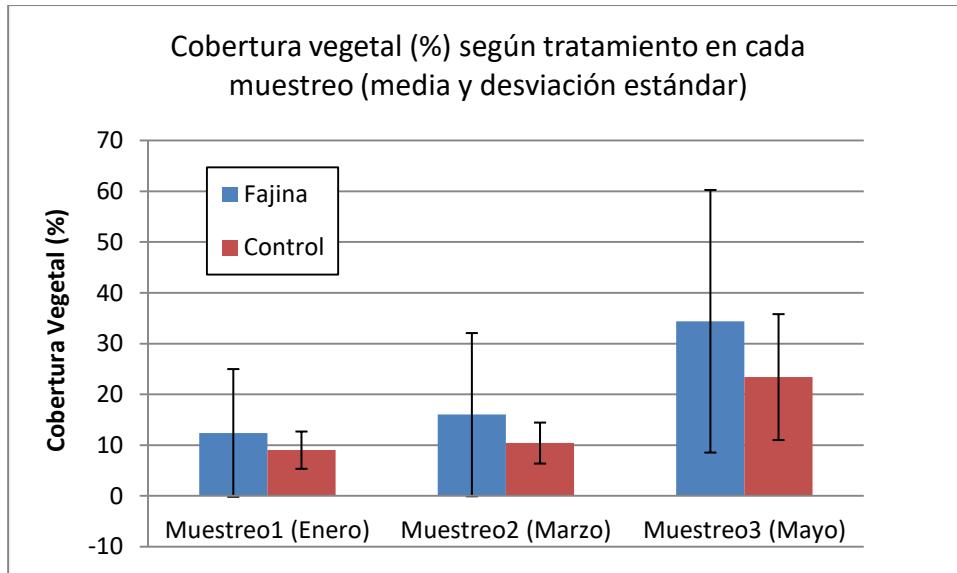


Figura 14. Cobertura vegetal (%) según tratamiento en cada muestreo (media y desviación estándar).

	Fajina	Control	P
Muestreo 1	12,4 ± 15,6	9 ± 3,7	0,578
Muestreo 2	16 ± 16,1	10,4 ± 4,0	0,472
Muestreo 3	34,4 ± 25,9	23,4 ± 12,4	0,416

Tabla 18. Cobertura vegetal (%) según tratamiento en cada muestreo (media ± desviación estándar y significancia).

Como se aprecia en la figura 14, pese a observarse que existe un mayor porcentaje de cobertura vegetal en los tratamientos con fajina, estas diferencias no son estadísticamente significativas en ninguno de los estudios de vegetación realizados.

Por ejemplo, Robichaud *et al.* (2008a), en un incendio en el oeste de Montana en el año 2000, encontraron una evolución de la cobertura del suelo en parcelas control que comenzaba en el mismo año y en el primero después del incendio con un 5%, aumentando en 2002 al 20%, y en 2003 hasta un 59%. Este valor estaría cercano al valor del 60% que establecieron Robichaud *et al.* (2000), como valor a partir del cual la cobertura del suelo puede reducir la erosión. En cuanto a las parcelas tratadas con fajinas, la evolución que siguió la cobertura del suelo evolucionó desde el 4% (en el mismo año del incendio y en el 2001), a un 18% en 2002 y a un 53% en 2003. La cubierta del suelo fue algo menos en las parcelas no tratadas, al contrario que en este estudio, pero sin llegar a ser una diferencia significativa.

Por su parte, Robichaud *et al.* (2008b) no encontró diferencias en la cobertura del suelo entre las cuencas hidrográficas control y las tratadas en cualquier sitio o año, a excepción de una zona en el primer año. Por otro lado el componente vegetativo de la cubierta aumentó significativamente en cada sitio en el transcurso del estudio, aumentando considerablemente la cobertura del suelo en todos los sitios, excepto una zona. La falta de una diferencia en la cobertura del suelo entre las cuencas hidrográficas de control y tratadas en casi todos los sitios y años sugiere que el tratamiento con fajina tuvo poco o ningún efecto en la cobertura del suelo natural después del incendio o los procesos de recuperación vegetativa. Al igual que lo estudiado en el incendio de Luna, la cobertura vegetal no tiene relación con el tratamiento aplicado, pese a que sí reducen la erosión significativamente. En Luna, las condiciones del medio y de las dos laderas son más importantes que el efecto de la fajina en el suelo, ya que únicamente en las laderas NE se produce esa significancia entre tratamientos, y ya se producía en el primer muestreo.

Atendiendo al número de especies, aumenta ligeramente en el estudio de la vegetación realizado en marzo en las parcelas tratadas con fajinas, mientras que las control no se modifican, y considerablemente en el estudio realizado en mayo, debido a las condiciones favorables comentadas anteriormente.

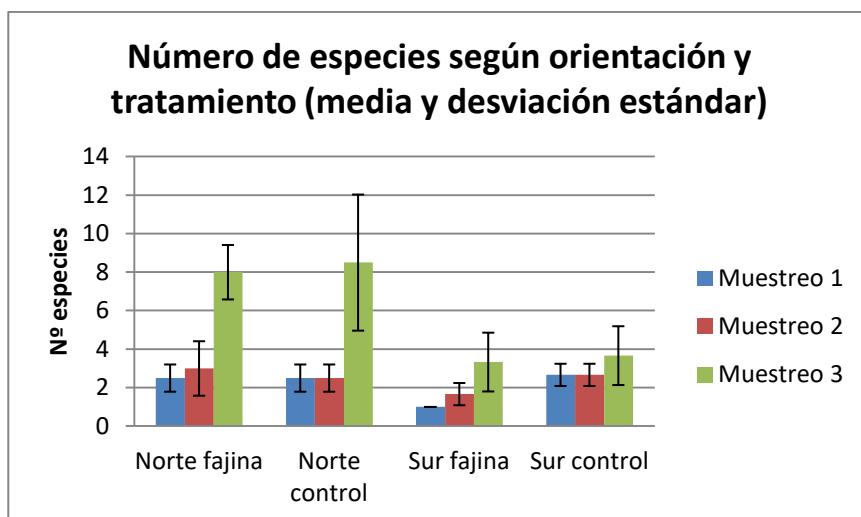


Figura 15. Evolución del número de especies a lo largo del estudio (media y desviación estándar).

Muestreo enero	Fajina	Control	P
Norte	2,5±0,7	2,5±0,7	-
Sur	1±0	2,67±0,6	0,008*
P	0,021*	0,741	

Tabla 19. Evolución del número de especies a lo largo del estudio (media ± desviación estándar y significancia).

En el muestreo de enero se encuentran diferencias significativas entre tratamiento para exposición sureste ($P=0,008$); este hecho puede deberse al hecho comentado anteriormente, que entre la aplicación de las fajinas al primer estudio de vegetación transcurrieron 2 meses. Por otro lado, la diferencia entre las medias, es de entre 1 y 2 especies, un número escaso como para considerar relevante esta información.

Muestreo marzo	Fajina	Control	P
Norte	$3\pm1,4$	$2,5\pm0,7$	0,554
Sur	$1,67\pm0,6$	$2,67\pm0,6$	0,176
P	0,117	0,827	

Tabla 20. Evolución del número de especies en el muestreo 1 (media ± desviación estándar y significancia).

En el muestreo de marzo no se encuentran diferencias significativas ni entre tratamientos ni entre orientaciones.

Muestreo mayo	Fajina	Control	P
Norte	$8\pm1,4$	$8,5\pm3,5$	0,810
Sur	$3,33\pm1,5$	$3,67\pm1,5$	0,845
P	0,043*	0,038*	

Tabla 21. Evolución del número de especies en el muestreo 2 (media ± desviación estándar y significancia).

En el muestreo de mayo no se aprecian diferencias entre tratamientos en ninguna orientación, pero sí entre orientaciones, tanto para fajina como para control.

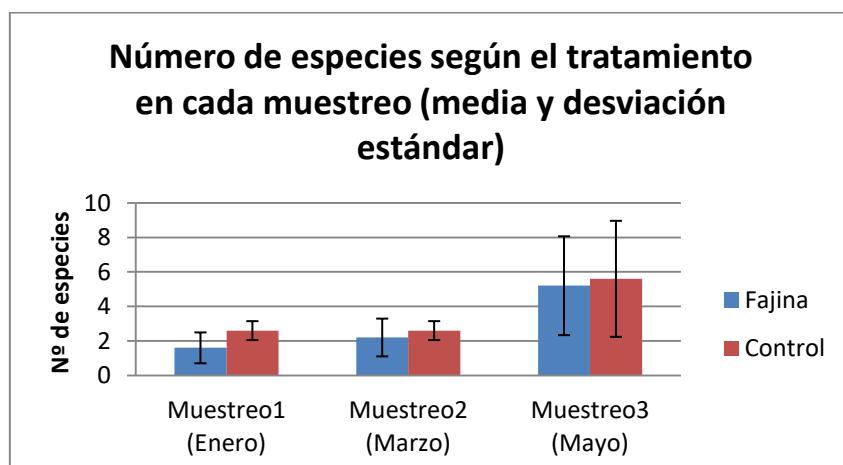


Figura 16. Número de especies según el tratamiento en cada muestreo (media y desviación estándar).

		Tratamiento		
Muestreo	Fajina	Control	P	
Enero	1,6±0,9	2,6±0,5	0,066	
Marzo	2,2±1,1	2,6±0,5	0,490	
Mayo	5,2±2,9	5,6±3,4	0,850	

Tabla 22. Número de especies según el tratamiento en cada muestreo (media ± desviación estándar y significancia).

Como se observa en la tabla anterior (tabla 22), no hay diferencias significativas en el número de especies entre las parcelas control y las tratadas para ninguno de los tres muestreos.

La especie dominante en el estudio fue el lastón (*Brachypodium retusum*), una planta herbácea que aparece comúnmente en ambientes semiáridos, como el área de estudio, ya que en todos muestreos y en casi todas parcelas fue la especie más representativa. El porcentaje de la especie aumenta con cada muestreo, y su máximo se alcanza en las parcelas tratadas del muestreo de mayo suponiendo el 40,5% de la cobertura del suelo. Badía *et al.* (2011) también encontraron que *Brachypodium retusum* fue dominante en parcelas con suelos calizos, alcanzando en algunos casos el 50% de la cubierta vegetal total. En este estudio, el 50% de la cubierta vegetal total lo alcanza en casi todas las parcelas de todos los muestreos. Las siguientes especies más representativas fueron: romero (*Rosmarinus officinalis*), un arbusto de hoja perenne típico de las regiones mediterráneas, que aparece en la mitad de las parcelas de los tres estudios de vegetación, ocupando un porcentaje en la cobertura del suelo entre el 0,5 y el 2,5%; coscoja (*Quercus coccifera*), otro arbusto mediterráneo cuyo fruto es la bellota, que, al igual que el romero, aparece en la mitad de las parcelas de los tres muestreos de vegetación, ocupando un porcentaje que varía del 2 al 4,5%; aliaga (*Genista scorpius*), arbusto espinoso endémico de la región mediterránea, que aparece en el muestreo de enero y marzo en las dos parcelas en la ladera orientada al SE, mientras que en el muestreo realizado en mayo aparece en todas parcelas, independientemente de la orientación; tomillo (*Thymus vulgaris*), un arbusto de pequeño tamaño utilizado como planta medicinal, que aparece en los tres muestreos en una parcela control en orientación NE, pero en un porcentaje del 1%; llantén (*Plantago lanceolata*), herbácea reconocida por sus hojas lanceoladas típica de ambientes de ambientes como el de la zona de Val de Marzán, que se encuentra en la ladera NE en los tres muestreos siguiendo una evolución que varía desde el 0,5% de la cobertura total del suelo en el muestreo de enero al 6,5% en el de mayo; y escobizo (*Dorycnium pentaphyllum*), herbácea de distribución mediterránea que aparece en las parcelas NE de los tres muestreos de vegetación, variando los porcentajes de ocupación de cobertura del suelo entre un 0,5 (muestreo de enero) y un 6% (muestreo de mayo).

Robichaud *et al.* (2000) sugirieron que el 60% de la cobertura del suelo debería ser suficiente para proteger una cuenca tratada de la erosión, por lo que para el incendio de Luna, en el tercer

muestreo, realizado en mayo de 2017 (20 meses después del incendio), cinco parcelas (3 en laderas NE y dos en laderas SE) estarían en torno a ese valor.

En cambio, Llovet et. (2006) afirma que a escala de microparcela, recubrimientos superiores al 35% se asocian a infiltraciones elevadas y a transportes de sedimentos bajos. Si tenemos en cuenta este valor, en el muestreo realizado en mayo, salvo tres parcelas en exposición sureste, el resto podrían ser autosuficientes para evitar la erosión.

Robichaud *et al.* (2013) destacan la lenta recuperación de la vegetación en una parcela estudiada. Las plantas dominantes del sotobosque de esa área se regeneran a partir de rizomas superficiales y subterráneos y generalmente reaparecen y se diseminan rápidamente después de los incendios forestales. Sin embargo, el alto grado de repelencia al agua del suelo (reduce la infiltración del agua) implica que los incendios forestales sometieron a los suelos a altas temperaturas con una suficiente duración y profundidad como para matar los rizomas de estas plantas dominantes (DeBano *et al.*, 2005; Neary *et al.*, 2005). Esta área no es propicia para la germinación y el crecimiento de las plantas a partir de la semilla. Por lo tanto, la vegetación se recuperó lentamente y los rendimientos de los sedimentos se mantuvieron altos en las parcelas de control y aumentaron en las parcelas de cobertura de paja de trigo en el tercer y cuarto año post incendio al desaparecer la cubierta de paja (Robichaud *et al.*, 2013). Este hecho permite conocer que la intensidad del incendio afecta a la posterior regeneración de la cobertura vegetal.

Fernández y Vega (2015), por su parte, encontraron que la variación en la cobertura vegetal no tuvo un efecto significativo en la erosión del suelo, debido a la distribución de la lluvia, ya que el 70% de la precipitación anual se acumuló durante el otoño y el invierno después del fuego. Así, el 81% de la erosión anual ocurrió durante los primeros seis meses después del incendio mientras que la cobertura vegetal solo alcanzó el 25% al final del mismo período y la contribución de la cobertura vegetal a la protección del suelo fue probablemente insignificante durante los primeros meses posteriores fuego.

Fernández *et al.* (2013) obtuvieron que el porcentaje de suelo desnudo medido 9 meses después de la aplicación de los tratamientos de rehabilitación fue similar para todos los tratamientos. No hubo diferencias significativas entre los tratamientos en relación con el suelo desnudo, la profundidad de la capa orgánica o el contenido de humedad del suelo. En el incendio de Luna, en cambio, sí tienen efecto las fajinas a partir del sexto mes desde su construcción, tanto en laderas NE como SE. La falta de efecto de los tratamientos sobre la erosión del suelo y la escorrentía también puede estar relacionada con el hecho de que las simulaciones de lluvia se llevaron a cabo 9 meses después de la quema cuando el riesgo de erosión generalmente ha disminuido, similar a lo que ocurre con este estudio. Las bajas temperaturas registradas en el área de estudio durante el invierno pueden explicar la baja cobertura vegetal proporcionada por las especies sembradas. Debido a esto, el factor climatología, en este caso la temperatura, también influye en la recuperación de la cobertura de

vegetación. Años con temperaturas muy frías en invierno y muy calurosas en verano no favorecerán el aumento de la cobertura vegetal.

Fernández y Vega (2016) obtuvieron unos resultados para su estudio en el que la recuperación total de la planta varió entre el 32% en las parcelas de control y el 52% en las parcelas cubiertas de paja, un año después de la aplicación del tratamiento, quedando en un plano intermedio las parcelas tratadas con fajina. Al final del estudio (tres años después del incendio), la cubierta vegetal media varió del 76.6% en las parcelas con fajinas al 98.6% en las parcelas de control, por lo que el tratamiento control, a largo plazo, obtuvo mejores tasas de vegetación. En el incendio de Luna, 6 meses después de la aplicación de las fajinas, la cobertura vegetal había aumentado hasta un 61,5% en la ladera NE, mientras que el control lo había hecho hasta el 36%. En cambio, en laderas SE, las parcelas tratadas con fajinas, la cobertura vegetal únicamente aumentó hasta un 16,3%.

En un estudio realizado por (Llovet *et al.* 2006), en el que se compararon laderas antiguamente aterrazadas en las que, una parte fueron abandonadas recientemente y se vieron poco afectados y volvieron rápidamente a la situación previa al incendio y otra parte, transformado en un pinar, en el que las producciones de escorrentía y sedimentos incrementaron desde el comienzo hasta un máximo al tercer año del incendio. A partir de ese momento las producciones de escorrentía y sedimentos fueron en descenso. A escala de parcela de erosión, la dinámica degradativa post-incendio remitió cuando la vegetación superó el 50% de recubrimiento. Tal como se comentaba anteriormente, la tasa de erosión aumenta hasta el tercer año, momento en el que un aumento de la cobertura vegetal conlleva a una disminución de la erosión. En el incendio de Luna ocurre algo similar, pues al llegar la primavera, donde el porcentaje de suelo desnudo disminuye y la cobertura vegetal aumenta, la tasa de erosión se reduce.

León *et al.* (2015) obtuvieron unos resultados en cuanto a regeneración vegetal que mostraban un rápido y satisfactorio recubrimiento vegetal en laderas de exposición norte, en contra de lo que sucedía en las laderas de exposición sur, presentando las umbrías el doble de recubrimiento en las sucesivas mediciones tras el fuego. Las laderas N mostraron un 54,9% de recubrimiento vegetal al final del estudio, incluyendo 14 especies, y en laderas S un 44,9% con la aparición de 10 especies. Algo similar ocurre en el estudio de Luna, ya que el factor orientación es clave en cuanto a la regeneración de la vegetación, alcanzando un 61,5% de cobertura vegetal en mayo incluyendo 8 especies diferentes en laderas NE tratadas con fajinas, mientras que en laderas SE se alcanzaba un 16,3% de cobertura vegetal y se diferenciaban 4 especies distintas.

La distinta estrategia reproductiva (germinadora o rebrotadora) de las especies vegetales, origina importantes diferencias en la rapidez de respuesta (regeneración) inmediatamente después del fuego. Vallejo *et al.* (2009) propone una valoración de la regeneración de cada parcela en función de las especies o formaciones vegetales presentes. Las divide en:

Alta: Presencia de especies rebrotadoras en un mínimo del 40% de la superficie de la parcela; a partir de este valor se asegura una rápida protección frente a la erosión con una eficaz respuesta de la vegetación (presencia de rebrotadoras y porcentaje mínimo de recubrimiento del suelo).

Media: Presencia de rebrotadoras con cobertura inferior al 40% o no determinada, o especies con estrategia mixta (rebroadora/germinadora).

Baja: Presencia exclusiva de especies germinadoras. Se da en zonas degradadas.

En este estudio la regeneración de la vegetación obtenida ha sido de baja a media, ya que aunque se aprecia la existencia de especies rebrotadoras (*Brachypodium retusum*, *Thymus vulgaris*), la cobertura es inferior a ese 40% que establecen como criterio.

Retirar la madera quemada puede tener consecuencias negativas sobre numerosos aspectos de la estructura y función del ecosistema, como incrementar la escorrentía y la erosión del suelo. El arrastre que supone la retirada de la madera puede originar la muerte de una parte importante del banco de plántulas o dañar rebrotes que haya hasta el momento de la actuación forestal, afectando negativamente a la regeneración. Los restos de madera quemada dejados *in situ* suponen además una importante fuente de nutrientes que se incorporan poco a poco al suelo, lo que repercute en la actividad de los organismos descomponedores del suelo, en las tasas de reciclaje de nutrientes, y en definitiva en la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Dejar restos de madera quemada puede tener además efectos positivos directos sobre la regeneración forestal. Los pies de árboles quemados pueden reducir la radiación incidente y el estrés hídrico de plántulas, rebrotes o plantones, favoreciendo el establecimiento de plántulas y rebrotes (Castro *et al.*, 2009).

La presencia de madera quemada reduce la radiación incidente en el suelo, la temperatura del suelo es menor en presencia de madera quemada. Todo esto se traduce en diferencias en la humedad del suelo entre tratamientos. La temperatura del suelo durante la noche fue sin embargo menor en el tratamiento en el que se sacó la madera (Castro *et al.*, 2009).

En un estudio realizado por Castro *et al.* (2009) la supervivencia de los pinos al cabo de tres años difirió entre tratamientos, siendo máxima en el tratamiento en el que se cortaron y desramaron los árboles dejándolos *in situ* (47,3%), seguida del que se extrajeron (38,7%) y, por último, el de no intervención (17,3%). El crecimiento de los pinos también varió entre tratamientos y siguió un patrón muy relacionado con la disponibilidad de luz (Castro *et al.*, 2009). Los resultados muestran que la saca de la madera no favoreció en ningún caso la regeneración natural. Para el caso de los matorrales (como *Genista scorpius*), el manejo de la madera quemada no parece ser determinante, ya que en todas las circunstancias se alcanzaron valores de supervivencia muy altos (en torno al 90%). Para el caso de *Pinus pinaster*, sin embargo, si hubo claras diferencias entre tratamientos, con valores máximos de supervivencia en el tratamiento de corte y desramado de árboles. Esto parece estar asociado con la mejora de las condiciones microclimáticas en presencia de restos de ramas y troncos (menor radiación,

menor temperatura de suelo, mayor humedad de suelo), lo que probablemente supuso una mejora del estado hídrico de la planta. Las ramas esparcidas por el suelo actúan así, como un objeto nodrizo que facilita el establecimiento de las plantas de pino, lo que presenta las ventajas de aportar una mejora microclimática pero sin el riesgo de competencia por recursos a nivel radicular (Castro *et al.*, 2009).

5.6 Evolución del suelo desnudo

El porcentaje de suelo desnudo se ve reducido ligeramente en las parcelas con fajina, mientras que aumenta escasamente en las parcelas control entre el muestreo de enero y el de marzo. En contra, la disminución en el porcentaje de suelo entre el muestreo de marzo y el de mayo es mucho mayor, en todas las parcelas experimentales.

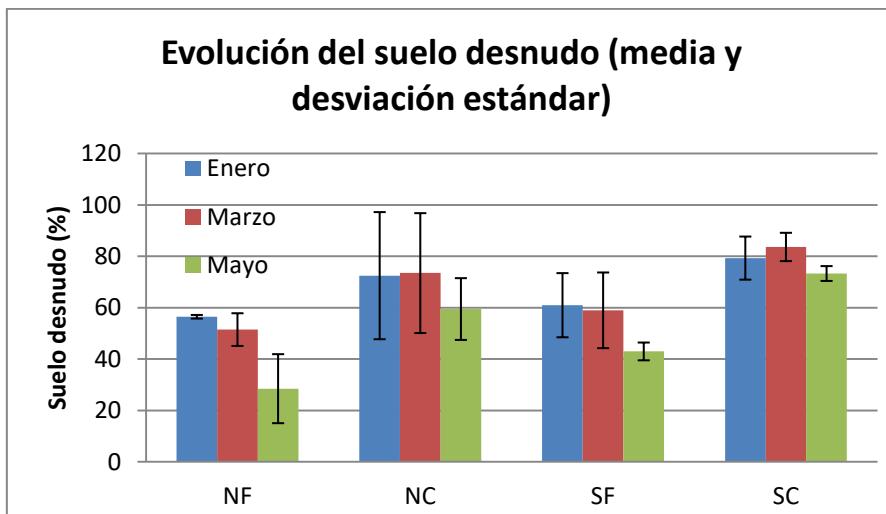


Figura 17. Evolución del suelo desnudo a lo largo del estudio (media y desviación estándar).

Muestreo enero	Tratamiento			
	Orientación	Fajina	Control	P
Norte		56,5±0,7	72,5±24,7	0,279
Sur		61±12,5	79,3±8,4	0,477
P		0,727	0,805	

Tabla 23. Porcentaje de suelo desnudo en el muestreo de enero (media ± desviación estándar y significancia).

No hay diferencias significativas ni entre tratamientos ni entre orientaciones, por lo que el porcentaje de suelo desnudo no se ve influido por la aplicación de fajinas. Por otro lado, se observa una relación proporcional entre el porcentaje de suelo desnudo y la tasa de erosión en las parcelas experimentales, como lo indica la ecuación de la recta: $y = 0,2899x - 16,723$; $R=0,9559$. La ecuación se obtiene tras representar el porcentaje de suelo desnudo (eje X) frente a la erosión obtenida (eje Y) obtenidos del muestreo de enero de vegetación y el primer muestreo (6 de febrero) de erosión.

Muestreo marzo	Tratamiento		
Orientación	Fajina	Control	P
Norte	51,5±6,4	73,5±23,3	0,152
Sur	59±14,7	83,7±5,5	0,065
P	0,562	0,438	

Tabla 24. Porcentaje de suelo desnudo en el muestreo de marzo (media ± desviación estándar y significancia).

En el muestreo de marzo ocurre lo mismo que en el de enero, pues las fajinas no influyen sobre el porcentaje de suelo desnudo. La relación entre erosión y suelo desnudo sigue siendo proporcional: $y = 0,3281x - 16,313$; $R = 0,7887$. En este caso el eje Y es la erosión obtenida en el muestreo del 6 de marzo y el eje X el porcentaje de suelo desnudo del muestreo de vegetación realizado en marzo.

Muestreo mayo	Tratamiento		
Orientación	Fajina	Control	P
Norte	28,5±13,4	59,5±12,0	0,007*
Sur	43±3,45	73,3±2,9	0,003*
P	0,088	0,100	

Tabla 25. Porcentaje de suelo desnudo en el muestreo de mayo (media ± desviación estándar y significancia).

El muestreo de mayo, a diferencia del de enero y de marzo, ofrece diferencias significativas en el porcentaje de suelo desnudo entre tratamientos tanto en la ladera noreste ($p=0,007$) como en la sureste ($p=0,003$), siendo mayor el porcentaje en las parcelas control, por lo que las fajinas parecen tener su efecto en este muestreo. Además, la tasa de erosión sigue siendo proporcional a la cantidad de suelo desnudo, pero de una manera menos clara, como indica la ecuación de la recta: $y = 0,0435x - 0,3484$; $R=0,6883$. Dicha ecuación representa la erosión obtenida en el muestreo del 19 de mayo (eje Y) y el porcentaje de suelo desnudo obtenido del muestreo de vegetación de mayo (eje X).

6. CONCLUSIONES

- Las laderas quemadas que no fueron tratadas con fajinas muestran tasas de erosión significativamente mayores en laderas en exposición sureste (11,3 t/ha y año) que en noreste (5,6 t/ha y año). Las laderas con fajinas reducen estos valores a unas 2 t/ha y año, de forma similar en ambas orientaciones. Únicamente en laderas SE estas diferencias resultan significativas ($p<0,001$), evidenciando que son las que deben recibir más atención respecto a la instalación de fajinas.
- El agua de escorrentía posee un pH ligeramente básico (valor medio de $7,5\pm0,2$) y bajos valores de la CE (valor medio de $279,6\pm82,2$ $\mu\text{S}/\text{cm}$), produciéndose ciertas fluctuaciones entre muestreos en ambos parámetros, debido a la variable escorrentía recogida de los Gerlach en cada muestreo.
- El rendimiento de las fajinas varían de 45% en exposición noreste a 88% en orientación sureste, siendo el rendimiento medio de las fajinas en laderas NE de $56,1\pm15,2\%$ y en laderas SE de $77,79\pm12,3\%$.
- La cobertura vegetal aumenta con el tiempo (de enero a mayo) en todas las parcelas experimentales, siendo proporcional al valor de partida. En laderas NE es donde se alcanza un máximo de $61,5\pm10,6\%$ y en las laderas S un mínimo de $15,0\pm5,2\%$ en el mes de mayo.
- El número de especies vegetales es significativamente mayor en las laderas NE que en las SE, tanto en las parcelas tratadas con fajinas ($p=0,043$) como las control ($p=0,038$) en el muestreo final (mayo).
- La tasa de erosión de un suelo post incendio se ve afectada por un conjunto de factores que interaccionan, como la lluvia (tanto en cantidad como en intensidad), el porcentaje de suelo desnudo y la cobertura vegetal.

Bibliografía

1. Alanís-Rodríguez, E. (2012). Regeneración Natural y Restauración ecológica Post-Incendio de un Bosque Mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Ecosistemas: Revista Científica Y Técnica de Ecología Y Medio Ambiente*, 21(1-2), 206–210.
2. Alloza, J.A., García, S., Gimeno, T., Baeza, J., Vallejo, V.R., Rojo, L., Martínez, A. (2013). Guía técnica para la gestión de montes quemados: protocolos de actuación para la restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación. Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría General Técnica, Madrid.
3. Arenas, C., & Zamorano, M. (2001). *MAPA GEOLÓGICO ESPAÑA Escala 1:50.000 LUNA*. Madrid: Gráficas Muriel, S. A.
4. Arianoutsou, M., Beard, J. S., Ferrés, L., Folch, R., Trabaud, L. V. (1993). La vida à les formacions escleròfilles. En: Folch, R. (coord.), *Mediterràries*. Edit. Mab, UNESCO, pp. 64-109, Barcelona.
5. Badía, D., Martí, C. (2000). Seeding and mulching treatments as conservation measures of two burned soils in the Central Ebro Valley, NE Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 13: 219-232.
6. Badía, D., Martí, C. (2003). Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management*, nº 17, 23-41.
7. Badía, D., Martí, C., León, J., Ibarra, P., Echeverría, M. (2010). Soil toposequence (Xerolls) in the Montes de Zuera (Zaragoza, NE-Spain). Actas Congreso Iberoamericano de la Ciencia del Suelo. Septiembre, 2010, Granada
8. Badía, D., Martí, C., Charte, R. (2011). Soil Erosion and Conservation Measures in Semiarid Ecosystems Affected by Wildfires. En D. Godone, & S. Stanchi, *SOIL EROSION STUDIES* (págs. 87-110). InTech.
9. Badía, D., Sánchez, C., Aznar, J.M., Martí, C., (2015). Post-fire hillslope log debris dams for runoff and erosion mitigation in the semiarid Ebro Basin. *Geoderma* 237–238, 298–307.
10. Badía D., Martí, C. (2017). Caracterización de suelos: métodos e interpretación de resultados. Reprografía EPS Huesca, Universidad Zaragoza. ISBN 978-84-16723-23-2.
11. Bailey, Reed W., Copeland, Otis L. (1961). Vegetation and engineering structures in flood and erosion control. In: Proceedings, 13th Congress, September 1961, Vienna, Austria. International Union of Forest Research Organization Paper. 11-1: 23 p.
12. Bodí, M. B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Doerr, S. H. (2012). Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca Mediterránea: Revisión bibliográfica. *Boletín de La Asociación de Geógrafos Españoles*, 58, 33–56.
13. Cancelo, J., Rial, M., Díaz-Fierros, F. (2010). Estudio de la erosión y de la composición química de la escorrentía generada en suelos sometidos a quemas controladas y simulaciones de lluvia en laboratorio. En M. Díaz-Raviña, E. Benito, T. Carballas, M. Fonturbel, & J. Vega, *Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales* (págs. 127-130). Santiago de Compostela.

14. Castro, J., Sánchez-Miranda, A., Lorite, J., Zamora, J. (2009). Resultados preliminares del efecto de los tratamientos selvícolas post-incendio relacionados con la madera quemada sobre el establecimiento de plantones de *Juniperus communis* L. en la alta montaña mediterránea. *Cuad.Soc.Esp.Cienc.For.*28: 31-36(2008). Actas de la IV Reunión sobre Repoblaciones Forestales
15. Cerdà, A., Robichaud, P. R., coord. (2009): Fire effects on soils and restoration strategies. Enfield, NH, USA. Science Publishers.
16. Chang-Gi, K., Kwangil, S., Kwang Yeong, J., Kyu Song, L., Seung Sook, S., Yeonsook, C., (2008). Effects of soil conservation measures in a partially vegetated area after forest fires. *Sci. Total Environ.* 399, 158–164.
17. 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. (Ffolliot, 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.
18. De Bano, L.F., Neary, D.G., Ffolliott, P.F., (1998). Fire's effects on ecosystems. John Wiley and sons, New York. Disponible en: https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrss_gtr042_4.pdf
19. de la Rosa, J., González-Pérez, J., Knicker, R.-R. A., Arbelo, C., González-Vila, F. (2010). Fire mediated geochemical alterations in andosol's somunder canarian pine (*Pinus canariensis*) forest. En M. Díaz-Raviña, E. Benito, T. Carballas, M. Fonturbel, & J. Vega, *Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales* (págs. 135-138). Santiago de Compostela.
20. De Lillis, M., Testi, A. (1990): «Post-fire dynamics in a disturbed Mediterranean community in central Italy» en *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives* (Goldammer, J. G. y Jenkins, M. J. coord.). The Hague, Edit. SPB Academic Publishing, 53-62.
21. Díaz-Mendoza, C. (2011). Alternativas para el control de la erosión mediante el uso de coberturas convencionales, no convencionales y revegetalización. *Ingeniería E Investigación*, 31(3), 80–90. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-56092011000300009&lng=en&nrm=iso&tlang=es%5Cnhttp://www.scielo.org.co/pdf/iei/v31n3/v31n3a09.pdf
22. Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Blake, W.H., Chafer, C.J., Humphreys, G.S., Walbrink, P.J. (2006). Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology*. 319: 295-311.
23. EPA (2017). United States Environmental Protection Agency. La escala del pH. Obtenido en: https://www3.epa.gov/acidrain/education/site_students_spanish/phscale.html
24. Espinoza, L., Slaton, N., & Mozaffari, M. (2000). Agricultura y Recursos Naturales. Como Interpretar los Resultados de los Análisis de Suelos. *División of Agriculture Research and Extension*, 2. Retrieved from: <https://www.uaex.edu/publications/PDF/FSA-2118SP.pdf>

25. Fernández, C., Vega, J.A. (2011). Erosión después de incendios forestales. Centro de Investigación Forestal-Lourizán. Boletín del CIDEU 10: 23-36 ISSN 1885-5237
26. Fernández, C., Vega, J. A., Jiménez, E., Fonturbel, T. (2011). Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 20(1), 104–114. <https://doi.org/10.1071/WF09010>
27. Fernández, C., Vega, J. A., Jiménez, E., Vieira, D. C. S., Merino, A., Ferreiro, A., Fonturbel, T. (2012). Seeding and mulching + seeding effects on post-fire runoff, soil erosion and species diversity in Galicia (NW Spain). *Land Degradation & Development*, 23(2), 150–156. <https://doi.org/10.1002/ldr.1064>
28. Fernández, C., Vega, J.A., Fonturbel, T. (2013). Does fire severity influence shrub resprouting after spring prescribed burning?. *Acta Oecol.* 48, 30–36.
29. Fernández C., Vega J., Fonturbel T. (2015). Does shrub recovery differ after prescribed burning, clearing and mastication in a Spanish heathland?. *Plant Eco* 216(3): 429-437. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-015-0447-y>.
30. Fernández, C., Vega, J. A. (2016). Are erosion barriers and straw mulching effective for controlling soil erosion after a high severity wildfire in NW Spain?. *Ecological Engineering*, 87, 132–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.047>
31. Fernández, C., Vieira, D. C. S., Malvar, M. C., Serpa, D., & Keizer, J. J. (2016). CO. *Geomorphology*, (July). [https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.06.042.CITATIONS](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.06.042)
32. Gobierno de Aragón (2015). *INFORME INCENDIO LUNA 2015*. Obtenido de: http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/AgriculturaGanaderiaMedioAmbiente/TEMAS_MEDIO_AMBIENTE/AREAS/INCENDIOS_FORESTALES/informes_incendios/INFORME_INCENDIO_LUNA-2015.pdf
33. Gobierno de Aragón (2016). Evolución histórica de estadísticas de incendios 2005_2015. Obtenido de: http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/AgriculturaGanaderiaMedioAmbiente/TEMAS_MEDIO_AMBIENTE/AREAS/MEDIO_FORESTAL/INCENDIOS_FORESTALES/INCENDIOS_ESTADISTICAS_EVOLUCION_2005_2015.pdf
34. Gracia, M. C. (2007). Notas sobre flora cincovillesa. En N. Asín, *Comarca de las Cinco Villas* (págs. 37-52). Ebro Composición, S. L.
35. Gran Enciclopedia Aragonesa (2009). *El Periódico de Aragón*. Recuperado el 21 de 9 de 2017, de http://www.encyclopedia-aragonesa.com/voz.asp?voz_id=20390
36. Heiri O., Lotter A.F., Lemcke G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *J. Paleolim.* 25: 101–110.

37. Hernández, L., Romero, F. (2011). Criterios de restauración de zonas incendiadas. En F. B. Santander, *Manuales de Desarrollo Sostenible*. Alicante.
38. Hidalgo, V. (2016). Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales Prioridades de restauración de áreas forestales quemadas. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 42, 155–180. Retrieved from <http://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernossecf/index>
39. Imeson, A. C., Lavee, H., Calvo, A., Cerdà, A. (1998). The erosional response of calcareous soils along a climatological gradient in Southeast Spain. *Geomorphology*, Vol. 24, No. 1, (July 1998), pp. 3–16, ISSN 0169-555X
40. Instituto Aragonés de Estadística (2017). Datos climatológicos Luna. Obtenido en: http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Institutos/InstitutoAragonesEstadistica/AreasTematicas/14_Medio_Ambiente_Y_Energia/ci.05_Clima_Datos_climatologicos.detall eDepartamento?channelSelected=ea9fa856c66de310VgnVCM2000002f551bacRCRD
41. Jaksic, Fabian M, & Fariña, José M. (2015). Incendios, sucesión y restauración ecológica en contexto. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 43(1), 23-34. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2015000100003>
42. Knoepp, J.D., Debano, L.F. y Neary, D.G. (2005): «Soil Chemistry», en *Wildland fire in ecosystem. Effects of fire on soil and water* (Neary D. G., Ryan K. C. y DeBano L. F., coord.). Ogden, UT. General Technical Report RMRS_GTR-42-vol. 4, United States Department of Agriculture, Forest Service and Rocky Mountain Research Station, 53-71.
43. León, F.J., Echeverría, M.T., Badía, D., Martí, C., Álvarez, C., (2012). Effectiveness of wood chips cover at reducing erosion in two contrasted burnt soils. *Z. Geomorphol.* 57 (1), 27–37.
44. León, J., Badía, D., & Echeverría, M. (2015). Metodologías empleadas para el estudio de la erosión edáfica en incendios forestales Methodologies for studying soil erosion in forest fires. *Flamma*, 6(3), 154–159.
45. Lloret, F. & Vilà, M. (2003). Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 14(3), 387-398.
46. Llovet, J. (2006). Degradación del suelo posterior al fuego en condiciones mediterráneas . Identificación de factores de riesgo. *Revista Ecosistemas*, 15(3), 199–202.
47. Llovet, J., Bautista, S., Mayor, A.G., Serrasolses, I., Alloza, J.A., Bellot, J., Vallejo, V.R., 2009a. Factores de control de la hidrología y erosión post-incendio en suelos mediterráneos. Desde la parcela al paisaje. In: Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (Eds.), Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València, Valencia, pp. 385–404.
48. Llovet, J., Ruiz-Valera, M., Vallejo, V.R. (2009). Soil responses to fire in Mediterranean forest landscapes in relation to the previous stage of land abandonment. *International Journal of Wildland Fire*, 18 (2), 222-232.

49. MAGRAMA (2012). Los incendios forestales en España Decenio 2001-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Área de Defensa Contra Incendios Forestales. Madrid. Obtenido de: http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/Incendios_default.aspx#para0
50. MAGRAMA (2016). Los Incendios Forestales en España. 1 enero-31 diciembre 2015. Avance Informativo. de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Área de Defensa Contra Incendios Forestales. Madrid. Obtenido de: http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/iiff_2015_def_tcm7-416547.pdf
51. Marquès, M.A., Mora, E., (1992). The influence of aspect on runoff and soil loss in a Mediterranean burnt forest. *Catena* 19, 333–344.
52. Mataix-Solera, J. (1999). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 330 pp.
53. Mataix-Solera, J. y Guerrero, C. (2007): «Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas», en: *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica* (Mataix-Solera, J. coord.). Alcoi, Edit. Caja Mediterráneo CEMACAM. 5-40
54. Mataix-Solera, J., Cerdà, 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.*, (April), 27–53.
55. Molinas, M. L., Verdauguer, D. (1993). Lignotuber Ontogeny in the Cork-Oak (*Quercus suber* ; Fagaceae). I . Late Embryo. *American Journal of Botany*, 80(2), 172–181. <https://doi.org/10.2307/2445037>
56. Moreno, J.M., Urbieta, I.R., Bedia, J., Gutiérrez, J.M., Vallejo, V.R. (2015). Los incendios forestales en España ante el cambio climático. En A. Herrero, M.A. Zavala (Ed.), Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptaciones en España. (p. 395-405). Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
57. Napper, C., (2006). *Burned Area Emergency Response treatments catalogue*. USDA Forest Service. National Technology & Development Program. Watershed, Soil, Air Management 0625 1801-SDTDC.
58. Naveh, Z. (1990): «Fire in the Mediterranean - A landscape ecological perspective», en *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives* (Goldammer, J. G. y Jenkins, M. J. coord.). The Hague, Edit. SPB Academic Publishing, 1-20.
59. Neary, D. G., Klopatek, C., C., Debano, L. F. y Ffolliott, P. F. (1999): «Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis». *Forest Ecology and Management*, nº 122, 51-71. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112799000328>
60. Paradelo, R., Devesa-Rey, R., Cancelo, J., Basanta, R., Pena, M., Díaz-Fierros, F., y otros. (2010). On the phytotoxic properties of burnt soils. En *I. Y. FORESTALES*, Díaz-Raviña, M; Benito, E; Carballas, T; Fonturbel, M.T; Vega, J.A (págs. 261-264). Santiago de Compostela.

61. Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A., Vallejo, R. (2008): «Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?-A review». *International Journal of Wildland Fire*, nº 17, 713-723.
62. Pausas, J.G., J.E. Keeley. (2009). A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience* 59:593–601.
63. Reid, Leslie M. (2010). Understanding and evaluating cumulative watershed impacts. In: Elliot, William J.; Miller, Ina Sue; Audin, Lisa, eds. Cumulative watershed effects of fuel management in the western United States. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-231*. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 277-298.
64. Robichaud, P.R., Beyers, J.L., Neary, D.G., (2000). Evaluating the Effectiveness of Postfire Rehabilitation Treatments. *General Technical Report*, RMRS-GTR-63. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO.
65. Robichaud PR, Brown RE. (2000). What happened after the smoke cleared: onsite erosion rates after a wildfire in eastern Oregon. In *Proceedings Wildland Hydrology Conference 1999*, Olsen DS, Potyondy JP (eds). American Resources Association: Hennion, VA; 419–426.
66. Robichaud, P.R., Beyers, J.L., Neary, D.G. (2005). Watershed rehabilitation. In: USDA Forest Service (Ed.), *Wildland fire in ecosystems*. Effects of fire on soil and water. General Technical Report, pp. 42–44.
67. Robichaud, P.R. (2007). Soil burn severity. In: *FireWords: fire science glossary* [Electronic]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Science Laboratory (Producer). Available: <http://www.firewords.net> [2010, February 23].
68. Robichaud, P.R., Pierson, F.B., Brown, R.E.; Wagenbrenner, J.W. (2008a). Measuring effectiveness of three post-fire hillslope erosion barrier treatments, western Montana, USA. *Hydrological Processes*. 22: 159-170.
69. 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 treatment in the western United States. *Int. J. Wildland Fire* 17, 255–273.
70. Robichaud, P. R., Ashmun, L. E., Sims, B. D. (2010). Post-fire treatment effectiveness for hillslope stabilization. *Gen. Tech. Rep. RMRS-240*, (August), 62. Retrieved from <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=Y2m3ZPR3gjwC&oi=fnd&pg=PR1&dq=Post-Fire+Treatment+Effectiveness+for+Hillslope+Stabilization&ots=-8qOXE9IRf&sig=2gPokjWqsEj5fCX2vUedXE4HHpM>
71. 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. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.015>.
72. Salomón, M. A., Darío, N., Fernández, R. (2005). Estudio de caso sitio piloto Mendoza. Departamento de Lavalle. Proyecto LADA-FAO Argentina. Inventario y análisis VEGETACIÓN. Segundo Informe De Avance, 1–15.

73. Shakesby, R.A.; Doerr, S. H. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*. 74: 269-307.
74. Shakesby, R.A., (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: review and future research directions. *Earth Sci. Rev.* 105, 71–100.
75. Society for Ecological Restoration. (2017). SER. Obtenido de <http://www.ser.org/>
76. Trabaud, L. V. (1990): «Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigue», en *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives* (Goldammer, J. G. y Jenkins, M. J. coord.). The Hague, Edit. SPB Academic Publishing, 21-32.
77. Vallejo, V., Bautista Aguilar, S., Alloza Millán, J. (2009). Restauración de montes quemados en condiciones mediterráneas. *Recursos Rurais do IBADER*. Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural.5, 55-60
78. Vega, J.A, Bará, S., Villamuera, M.A., Alonso, M. (1982). *Erosión después de un incendio forestal*. Departamento Forestal de Zonas Húmedas. INIA.
79. Vega, J.A., Fernández, C., Fonturbel, T. (2005). Through fall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degrad. Dev.* 15, 1–15.
80. Vega, J.A., Fontúbel, M.T., Fernández, C., Arellano, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A., Benito, E. (2013). Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas: Guía para su planificación en Galicia Santiago de Compostela.
81. Vega, J.A., Fernández, C., Fontúbel, M.T., González-Prieto, S.J., Jiménez, E. (2014). Testing the effects of straw mulching and herb seeding on soil erosion after fire in agorse shrubland. *Geoderma* 223-225, 79–87.
82. Vega, J.A., Fernández, C., Fonturbel, T. (2015). Comparing the effectiveness of seed-ing and mulching + seeding in reducing soil erosion after a high severity fire in Galicia (NW Spain). *Ecol. Eng.* 74, 206–212.
83. Wagenbrenner, J.W.; MacDonald, L.H.; Rough, D. (2006). Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological Processes*. 20: 2989-3006.
84. Whelan, R. J. (1995). *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
85. Wohlgemuth, P.M., Hubbert, K.R., Robichaud, P.R. (2001). The effects of log erosion barriers on post-fire hydrologic response and sediment yield in small forestedwatersheds, southern California. *Hydrol. Process.* 15, 3053–3066.

Anejos

Anejo 1. Estudio de la vegetación

Muestreo Enero

Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>
Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Rosmarinus officinalis</i>
Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Piedra	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Rosmarinus officinalis</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>

Suelo Desnudo: 56%//Piedra:14%//Hojarasca:6%//*B. retusum*:18%//*R. officinalis*:4%//*D. pentaphyllum* 2%

Tabla 26. Estudio de la vegetación (enero) en exposición noreste en parcela tratada con fajina.

Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo

Suelo desnudo:90%//Hojarasca:2%//*B. retusum*:7%//*D. pentaphyllum*:1%

Tabla 27. Estudio de la vegetación (enero) en exposición noreste en parcela control.

Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo				
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo				
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo				
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Suelo desnudo
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca						

Suelo desnudo:57%//Piedra:/%//Hojarasca:12%//*B.retusum*:21%//*Q.coccifera*:7%

Tabla 28. Estudio de la vegetación (enero) en exposición noreste en parcela tratada con fajina.

Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>
Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Piedra	<i>Thymus vulgaris</i>	<i>Thymus vulgaris</i>	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Plantago lanceolata</i>	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo

Suelo desnudo:55%//Piedra:26%//Hojarasca:4%//*B.retusum*:12%//*P.lanceolata*:1%//*T.vulgaris*:2%

Tabla 29. Estudio de la vegetación (enero) en exposición noreste en parcela control.

Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra
Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo				
Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo:75%//Piedra:6%//Fajina:10%//Tronco:1%//Hojarasca:3%// <i>B. retusum</i> :5%									

Tabla 30. Estudio de la vegetación (enero) en exposición sureste en parcela tratada con fajina.

Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo
Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo
Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo				
Piedra	Piedra	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo					
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Tronco	Suelo desnudo	Hojarasca				
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Tronco	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>				
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Quercus coccifera</i>
Suelo desnudo:74%//Piedra:10%//Tronco:4%//Hojarasca:7%// <i>B. retusum</i> :2%// <i>R. officinalis</i> :1%// <i>Q. coccifera</i> :2%									

Tabla 31. Estudio de la vegetación (enero) en exposición sureste en parcela control.

Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca
Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Piedra	Hojarasca	Hojarasca
Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo
Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo:51%//Piedra:5%//Fajina:20%//Hojarasca:20%// <i>B.retusum</i> :4%									

Tabla 32. Estudio de la vegetación (enero) en exposición sureste en parcela tratada con fajina.

Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo				
Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo				
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo:89%//Hojarasca:3%// <i>B.retusum</i> :6%// <i>Q.coccifera</i> :2%									

Tabla 33. Estudio de la vegetación (enero) en exposición sureste en parcela control.

Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	<i>Genista scorpius</i>	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca
Piedra	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Hojarasca
Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra
Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Hojarasca	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Hojarasca	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo						
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo:57%//Piedra:23%//Hojarasca:19%// <i>G.scorpius</i> :1%									

Tabla 34. Estudio de la vegetación (enero) en exposición sureste en parcela tratada con fajina.

Tronco	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Tronco	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	<i>Genista scorpius</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco
Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Genista scorpius</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo:75%//Piedra:6%//Tronco:4%//Hojarasca:6%// <i>B.retusum</i> :5%// <i>Q.coccifera</i> :2%// <i>G.scorpius</i> :2%									

Tabla 35. Estudio de la vegetación (enero) en exposición sureste en parcela control.

Muestreo Marzo

Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>
Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>
Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Rosmarinus officinalis</i>
Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Piedra	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Rosmarinus officinalis</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo	Piedra
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo

Suelo desnudo:47%// Piedra:14%// Hojarasca:6%// *B.retusum*:23%// *R.officinalis*:5%// *P.lanceolata*:1%// *D.pentaphyllum*:4%

Tabla 36. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición noreste en parcela tratada con fajina.

Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo

Suelo desnudo:90%// *D.pentaphyllum*:3%// *B.retusum*:7%

Tabla 37. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición noreste en parcela control.

Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo					
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo				
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo				
<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Suelo desnudo
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>				
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca						

Suelo desnudo:56%//Piedra:3%//Hojarasca:7%//*B.retusum*:27%//*Q.coccifera*:7%

Tabla 38. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición noreste en parcela tratada con fajina.

Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>
Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Piedra	<i>Thymus vulgaris</i>	<i>Thymus vulgaris</i>	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Plantago lanceolata</i>	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Plantago lanceolata</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo

Suelo desnudo:57%// Piedra:21%// Hojarasca: 5%// *B.retusum*:13%// *T.vulgaris*:2%// *P.lanceolata*:2%

Tabla 39. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición noreste en parcela control.

Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Sonchus asper</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo:76//Piedra:6//Fajina:10//Tronco:1%// <i>B.retusum</i> :6%// <i>S.asper</i> :1%									

Tabla 40. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición sureste en parcela tratada con fajina.

Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo
Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo					
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo
Piedra	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo						
Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo						
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Tronco	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>				
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Tronco	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>				
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Quercus coccifera</i>
Suelo desnudo:80//Piedra:10//Tronco:4%// <i>B.retusum</i> :2%// <i>R.officinalis</i> :1%// <i>Q.coccifera</i> :3%									

Tabla 41. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición sureste en parcela control.

Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca
Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Piedra	Hojarasca	Hojarasca
Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo
Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo:50%//Piedra:2%//Fajina:20%//Hojarasca:24%// <i>B.retusum</i> :4%									

Tabla 42. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición sureste en parcela tratada con fajina.

Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>				
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo:90%// <i>B.retusum</i> :7%// <i>Q. coccifera</i> :3%									

Tabla 43. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición sureste en parcela control.

Piedra	<i>Fumana ericoides</i>	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	<i>Genista scorpius</i>	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca
Piedra	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Hojarasca
Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Piedra
Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Hojarasca	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Hojarasca	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo						
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo:51%//Piedra:25%//Hojarasca:22%// <i>F.ericoides</i> :1// <i>G.scorpius</i> :1%									

Tabla 44. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición sureste en parcela tratada con fajina.

Tronco	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Tronco	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	<i>Genista scorpius</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco
Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Genista scorpius</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo:81%//Piedra:6%//Tronco:4%// <i>B.retusum</i> :5%// <i>Q.coccifera</i> :2%// <i>G.scorpius</i> :2%									

Tabla 45. Estudio de la vegetación (marzo) en exposición sureste en parcela control.

Muestreo Mayo

<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Althaea hirsuta</i>	Suelo desnudo
<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	<i>Althaea hirsuta</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>
Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Genista scorpius</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Plantago lanceolata</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>
<i>Medicago Truncatula</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Aphyllantes monspeliensis</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Rubia peregrina</i>
<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo

Suelo desnudo:38%//Piedra:4%//Hojarasca:4%//B. retusum:37%//R. officinalis:3%//P. lanceolata:3%//M. truncatula:1%//A. monspeliensis:4%//D. pentaphyllum:2%
A. hirsuta:2%//G. scorpius:1%//R. peregrina:1%

Tabla 46. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición noreste en parcela tratada con fajina.

Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Genista scorpius</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Scorzonera hispanica</i>
<i>Coronilla minima</i>	<i>Coronilla minima</i>	<i>Coronilla minima</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Scorzonera hispanica</i>
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Scorzonera hispanica</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Scorzonera hispanica</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo

Suelo desnudo:68%//B. retusum:12%//C. minima:3%//D. pentaphyllum:10%//P. lanceolata:2%//S. hispanica:4%//G. scorpius:1%

Tabla 47. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición noreste en parcela control.

<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	Plantago lanceolata	Plantago lanceolata	Plantago lanceolata	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo	<i>Thalictrum tuberosum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca
<i>Quercus coccifera</i>	Hojarasca	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Thalictrum tuberosum</i>	<i>Thalictrum tuberosum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Brachypodium retusum</i>								
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Brachypodium retusum</i>								
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Brachypodium retusum</i>						
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Plantago lanceolata	<i>Brachypodium retusum</i>					
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Plantago lanceolata	<i>Brachypodium retusum</i>					
Piedra	Plantago lanceolata	Cirsium sp	Suelo desnudo	Plantago lanceolata	Plantago lanceolata	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo
Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Plantago lanceolata	Hojarasca					

Suelodesnudo:19%//Piedra:5%//Hojarasca:7%//*B. retusum*:44%//*A. monspeliensis*:2%//*Q. coccifera*:7%//*P. lanceolata*:10%//*Cirsium sp*:1%//*T. tuberosum*:3%//*P. halepensis*:2%

Tabla 48. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición noreste en parcela tratada con fajina.

Piedra	<i>Coronilla minima</i>	<i>Coronilla minima</i>	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo				
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Genista scorpius</i>	<i>Genista scorpius</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Bupleurum frutescens</i>	Suelo desnudo
<i>Bupleurum frutescens</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Bupleurum frutescens</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Bupleurum frutescens</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Thymus vulgaris</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Bupleurum frutescens</i>	<i>Thymelea tinctoria</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra
<i>Bupleurum frutescens</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo	<i>Thymus vulgaris</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Gallium mollugo</i>	<i>Gallium mollugo</i>	Piedra
<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Sonchus asper</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Gallium mollugo</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Genista scorpius</i>
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo

Suelo desnudo:51%//Piedra:9%//*B. retusum*:20%//*B. frutescens*:5%//*C. minima*:2%//*G. scorpius*:2%//*D. pentaphyllum*:2%//*T. tinctoria*:1%//*R. officinalis*:1%//*S. asper*:1%//*T. vulgaris*:2%//*G. mollugo*:3%//*P. lanceolata*

Tabla 49. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición noreste en parcela control.

Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Sonchus asper</i>	Suelo desnudo	Tronco	Suelo desnudo	<i>Rubia peregrina</i>	<i>Rubia peregrina</i>
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Piedra	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>
Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo					
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Suelo desnudo	Piedra
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo

Suelodesnudo:45%//Piedra:10%//Fajina:20%//Hojarasca:1%//Tronco:1%//*B. retusum*:20%//*S. asper*:1%//*R. peregrina*:2%

Tabla 50. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición sureste en parcela tratada con fajina.

<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo				
Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>				
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Coris monspeliensis</i>
Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	<i>Coris monspeliensis</i>
Piedra	Piedra	Suelo desnudo	<i>Coris monspeliensis</i>	Suelo desnudo					
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Tronco	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Genista scorpius</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Tronco	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Quercus coccifera</i>
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>

Suelo desnudo:70%//Piedra:14%//Tronco:4%//*B. retusum*:3%//*P. halepensis*:1%//*Q. coccifera*:4%//*G. scorpius*:1%//*C. monspeliensis*:3%

Tabla 51. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición sureste en parcela control.

Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina	Fajina
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Tronco	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Globularia vulgaris</i>	<i>Globularia vulgaris</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Suelo desnudo	Hojarasca	Piedra	Hojarasca	Hojarasca
Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo
Hojarasca	Hojarasca	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo

Suelo desnudo:39%//Fajina:20%//Hojarasca:17%//Piedra:5%//Tronco:1%//*B. retusum*:16%//*G. vulgaris*:2%

Tabla 52. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición sureste en parcela tratada con fajina.

Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Hojarasca
Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>
Suelo desnudo:75%//Hojarasca:4%// <i>B.retusum</i> :17%// <i>Q.coccifera</i> :4%									

Tabla 53. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición sureste en parcela control.

Piedra	<i>Fumana ericoides</i>	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo	Hojarasca
Suelo desnudo	<i>Fumana ericoides</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Hojarasca
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Genista scorpius</i>	Hojarasca	Hojarasca
Piedra	Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Hojarasca	Suelo desnudo	Piedra	Hojarasca	<i>Rubia peregrina</i>
Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	<i>Rubia peregrina</i>	Piedra
Hojarasca	Piedra	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Hojarasca	Hojarasca	<i>Pinus halepensis</i>
Piedra	Hojarasca	Piedra	Hojarasca	Hojarasca	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Bupleurum frutescens</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Hojarasca	Suelo desnudo	Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Piedra	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo					
<i>Rubia peregrina</i>	<i>Rubia peregrina</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo					
Suelo desnudo:45%//Piedra:25%//Hojarasca:22%// <i>F.ericoides</i> :2%// <i>R.peregrina</i> :3%// <i>B.frutescens</i> :1%// <i>G.scorpius</i> :1%// <i>P.halepensis</i> :1%									

Tabla 54. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición sureste en parcela tratada con fajina.

Tronco	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Piedra
Tronco	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	<i>Brachypodium retusum</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	<i>Genista scorpius</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Piedra	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Tronco
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Tronco	Tronco
Suelo desnudo	<i>Coris monspeliensis</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Genista scorpius</i>	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo
Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	Suelo desnudo	<i>Quercus coccifera</i>	<i>Quercus coccifera</i>	Suelo desnudo
Suelo desnudo:75%//Piedra:7%//Tronco:6%// <i>B. retusum</i> :8%// <i>Q. coccifera</i> :2%// <i>G. scorpius</i> :1%// <i>C. monspeliensis</i> :1%									

Tabla 55. Estudio de la vegetación (mayo) en exposición sureste en parcela control.

Anejo 2. Análisis de la calidad del sedimento

1 ^{er} MUESTRO	PESO CENIZAS+CRISOL	PESO CRISOL	PESO MUESTRA	PESO CENIZAS	%MO g 100g ⁻¹ muestra
NC	24,4821	22,7906	2,0015	1,6915	15,49
NF	21,592	19,7165	2,0001	1,8755	6,23
NC	20,2841	18,5564	2,0025	1,7277	13,72
SF	28,3453	27,5155	2,0066	0,8298	58,65
SC	25,8021	24,0134	2,0177	1,7887	11,35
SF	25,8596	24,1092	2	1,7504	12,48
SC	30,8503	29,0839	1,9991	1,7664	11,64
SF	25,5786	24,3692	1,9977	1,2094	39,46
SC	22,7881	20,8913	1,9983	1,8968	5,08

Tabla 56. Análisis del % de C de las muestras del primer muestreo (Febrero).

ULTIMO MUESTRO	PESO CENIZAS+CRISOL	PESO CRISOL	PESO MUESTRA	PESO CENIZAS	%MO g 100g ⁻¹ muestra
NF	31,1884	29,3766	2,0021	1,8118	9,51
NC	12,2705	10,4451	1,9984	1,8254	8,66
NF	31,54	29,7113	2,0011	1,8287	8,62
NC	12,1489	10,2894	1,9993	1,8595	6,99
SF	23,962	22,261	2,0008	1,701	14,98
SC	29,892	28,0391	2,0051	1,8529	7,59
SF	28,6094	27,7715	1,9985	0,8379	58,07
SC	17,3172	15,5092	2	1,808	9,60
SF	23,7763	22,036	2,0041	1,7403	13,16
SC	14,02	12,2519	2	1,7681	11,59

Tabla 57. Análisis del % de C de las muestras del último muestreo (Mayo).

Anejo 3. Ejemplo de StatView

Este ejemplo representa la significancia de las diferencias en función del tratamiento y de la orientación en cuanto a la cobertura vegetal en el muestreo realizado en mayo.

ANOVA Table for M_Mayo

	DF	Sum of Squares	Mean Square	F-Value	P-Value	Lambda	Power
Referencia	3	54,567	18,189	4,579	,0540	13,737	,603
Residual	6	23,833	3,972				

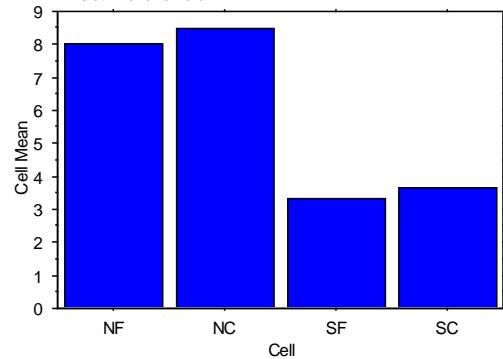
Means Table for M_Mayo

Effect: Referencia

	Count	Mean	Std. Dev.	Std. Err.
NF	2	8,000	1,414	1,000
NC	2	8,500	3,536	2,500
SF	3	3,333	1,528	,882
SC	3	3,667	1,528	,882

Interaction Bar Plot for M_Mayo

Effect: Referencia



Fisher's PLSD for M_Mayo

Effect: Referencia

Significance Level: 5 %

	Mean Diff.	Crit. Diff.	P-Value
NF, NC	-,500	4,877	,8103
NF, SF	4,667	4,452	,0426
NF, SC	4,333	4,452	,0546
NC, SF	5,167	4,452	,0296
NC, SC	4,833	4,452	,0377
SF, SC	-,333	3,982	,8445