



Escuela Politécnica
Superior - Huesca
Universidad Zaragoza



Universidad Zaragoza

Proyecto- Trabajo fin de carrera

Efectividad de las fajinas en el control de la erosión edáfica post-incendio en los montes de Castejón de Valdejasa

Autora

Carolina Sánchez Oliver

Director

David Badía Villas

Escuela Politécnica Superior de Huesca

Noviembre 2017

Índice

1. INTRODUCCIÓN.....	0
1.1. El fuego.....	2
1.2. Los incendios forestales.....	4
1.2.1. Tipos.....	5
1.2.2. Grandes incendios forestales.....	6
1.2.3. Situación de los incendios a nivel global.....	8
1.2.3.1. Situación en los países mediterráneos de la Unión Europea.....	8
1.2.3.2. Situación en España.....	11
1.2.3.3. Situación en Aragón.....	13
1.2.4. Causas de los incendios forestales.....	15
1.3. Erosión.....	18
1.3.1. Fases.....	20
1.3.2. Tipos.....	22
1.3.3. Situación de la erosión a nivel global.....	23
1.3.3.1. Situación en el mundo.....	24
1.3.3.2. Situación en España.....	25
1.4. Incendios y erosión.....	27
1.4.1. Medidas de restauración post-incendio.....	28
1.4.2. Barreras contra la erosión: Fajinas.....	29
2. OBJETIVOS.....	32
3. ÁREA DE ESTUDIO.....	34
3.1. Descripción del incendio.....	35
3.2. Situación geográfica.....	37
3.3. Características climáticas.....	39
3.4. Características edáficas.....	41
3.5. Vegetación.....	42
4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	45
4.1. Descripción del diseño experimental.....	46
4.2. Descripción de métodos.....	48
4.2.1. Contenido de humedad.....	50
4.2.2. Elementos gruesos.....	51
4.2.3. Densidad aparente.....	52
4.2.4. Densidad real.....	53
4.2.5. Porosidad.....	54
4.2.6. Estabilidad estructural.....	54
4.2.7. Materia orgánica.....	56
4.2.8. Porcentaje de yeso.....	58
4.2.9. Carbonatos.....	59
4.2.10. Conductividad eléctrica.....	61

4.2.11. Impedancia mecánica.....	62
4.2.12. Resistencia al cizallamiento.....	63
4.2.13. Cálculo del rendimiento de sedimento y escorrentía.....	63
4.3. Análisis estadístico.....	64
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	66
5.1. Características del suelo y calidad del agua de escorrentía.....	67
5.2. Suelo desnudo.....	69
5.3. Sedimentos.....	73
5.4. Escorrentía.....	78
5.5. Evolución de los sedimentos y del agua de escorrentía a lo largo del tiempo...	83
6. CONCLUSIONES.....	87
7. RESUMEN.....	90
8. AGRADECIMIENTOS.....	92
9. BIBLIOGRAFÍA.....	95

<i>Tabla 1. Visión general del número de incendios y áreas quemadas reportadas por los países constituyentes de EFFIS en 2015.....</i>	10
<i>Tabla 2. Superficie del suelo afectada por erosión en el año 2015 (%).....</i>	26
<i>Tabla 3. Tipos principales de tratamientos de estabilización del suelo post-incendio.....</i>	29
<i>Tabla 4. Hectáreas de superficie afectada por el incendio de 2009 de San Gregorio...</i>	35
<i>Tabla 5. Temperatura media (°C), humedad relativa media (%) y velocidad del viento media (m/s) horas después de producirse el incendio.....</i>	36
<i>Tabla 6. Coordenadas geográficas de los puntos muestreados, en parcelas con fajinas y en parcelas control (C).....</i>	38
<i>Tabla 7. Temperaturas y precipitaciones medias mensuales en la serie de años 1966-2002.....</i>	40
<i>Tabla 8. Denominación de las parcelas según orientación y tipo de suelo.....</i>	46
<i>Tabla 9. Clasificación del porcentaje en volumen de elementos gruesos</i>	52
<i>Tabla 10. Interpretación de los valores de estabilidad estructural (% SAS).....</i>	56
<i>Tabla 11. Clasificación del contenido de materia orgánica en suelos.....</i>	58
<i>Tabla 12. Clasificación del contenido en yeso en suelos no salinos (FAO, 2006).....</i>	59
<i>Tabla 13. Diagnóstico del contenido de carbonato cálcico equivalente.....</i>	59
<i>Tabla 14. Cuadro general de la salinidad de los suelos.....</i>	62
<i>Tabla 15. Propiedades físicas y químicas de los suelos de las distintas zonas estudiadas en el horizonte superficial (de 0 a 8 cm). Se indican las medias y las desviaciones estándar. Las letras diferentes en cada propiedad muestran las diferencias significativas (test LSD) entre zonas.....</i>	67
<i>Tabla 16. Medias y desviaciones típicas de los parámetros de calidad del agua de escorrentía para las cuatro zonas control y tratamiento durante los dos años de estudio. Letras distintas entre zonas muestran diferencias significativas ($p < 0,05$) mientras que la columna “p” indica el efecto de las fajinas sobre las zonas control para cada zona.....</i>	68
<i>Tabla 17. Medias, desviaciones típicas y rendimientos de sedimentos para las cuatro zonas control y tratamiento durante los dos años de estudio. “p” muestra el efecto de las fajinas sobre las zonas control para cada zona ($p < 0,05$).....</i>	74
<i>Tabla 18. Medias, desviaciones típicas y rendimientos de escorrentía para las cuatro zonas control y tratamiento durante los dos años de estudio. “p” muestra el efecto de las fajinas sobre las zonas control ($p < 0,05$).....</i>	81
<i>Tabla 19. Coeficientes de correlación (r) entre los parámetros de escorrentía obtenida en las parcelas control y tratadas y la precipitación total e I_{30}. La significatividad del coeficiente de correlación viene indicada con un asterisco para $p < 0,05$ y con dos asteriscos para $p < 0,01$ con un tamaño de muestra $n=9$.....</i>	82

Tabla 20. Fechas de recogida de sedimentos, precipitaciones, I_{30} , fechas de máximo I_{30} , sedimentos y escorrentía de las zonas control y tratadas y rendimientos de ambas para cada fecha de recogida..... 84

Tabla 21. Coeficientes de correlación (r) entre los parámetros de sedimentos de las parcelas control y tratadas y la escorrentía, precipitación total e I_{30} . La significatividad del coeficiente de correlación viene indicada con dos asteriscos para $p < 0,01$ con un tamaño de muestra $n=11$ 86

<i>Figura 1. Triángulo del fuego.....</i>	2
<i>Figura 2. Número de GIF acaecidos en España y superficie afectada por los mismos en los años 1970-2013.....</i>	7
<i>Figura 3. Número de incendios y superficie quemada en los países mediterráneos de la Unión Europea durante los años 1980-2015.....</i>	11
<i>Figura 4. Número de incendios (escala en eje izquierdo) y de hectáreas quemadas (escala en eje derecho) en España desde 1961 hasta 2017. Elaboración a partir de datos del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.....</i>	12
<i>Figura 5. Número de incendios (escala en eje derecho) y de hectáreas quemadas (escala en eje izquierdo) en Aragón durante el año 2016.....</i>	14
<i>Figura 6. Número de incendios (escala en eje izquierdo) y de hectáreas quemadas (escala en eje derecho) en Aragón desde 1968 hasta el 2016.....</i>	15
<i>Figura 7. Número de siniestros en España por grupos de causas, 2001-2010.....</i>	17
<i>Figura 8. Causas de los incendios forestales en Aragón durante el año 2013.....</i>	18
<i>Figura 9. Fases de la erosión.....</i>	21
<i>Figura 10. Mapa de erosividad por lluvia.....</i>	23
<i>Figura 11. Estado de la degradación del suelo a nivel mundial.....</i>	15
<i>Figura 12. Fajina realizada en la zona de calizas sur del estudio.....</i>	30
<i>Figura 13. Imágenes del incendio de San Gregorio al inicio del mismo (izquierda) y en su avance al alcanzar los campos de labor de la localidad de Tauste (derecha).Fotografías procedentes de la sección de gestión de incendios de la DGA.</i>	36
<i>Figura 14. Emplazamiento de la zona de estudio y localización de las zonas de muestreo en los Montes de Castejón de Valdejasa.....</i>	37
<i>Figura.15. Diagrama ombrotérmico correspondiente a la estación climática de Zuera.</i>	40
<i>Figura 16. Pinus halepensis Mill. Situados en la zona de estudio. A la izquierda, ejemplares antiguos de esta especie que soportaron el incendio. A la derecha, nueva planta de pino carrasco que ha brotado tras el incendio.....</i>	43
<i>Figura17. Zona de estudio denominada como calizas sur, afectada por el incendio donde se aprecia el desastre producido por el fuego.....</i>	44
<i>Figura 18. Diseño de las zonas de muestreo.....</i>	46
<i>Figura 19. Diseño de cada una de las parcelas experimentales y de control.....</i>	47
<i>Figura 20. Trampa de sedimentos caja Gerlach.....</i>	49
<i>Figura 21. De izquierda a derecha, conductímetro y pH-metro de la EPSH empleados en la determinación de la conductividad eléctrica y del pH de las muestras.....</i>	49

<i>Figura 22. Estufa empleada para la cuantificación de sedimentos.....</i>	50
<i>Figura 23. Cilindros metálicos empleados para la toma de muestras.....</i>	50
<i>Figura 24. Rodillo y cedazo de 2 mm de malla.....</i>	51
<i>Figura 25. Matrices aforados con tierra y etanol (derecha). Matriz aforado conectado a una bomba de vacío (izquierda).....</i>	53
<i>Figura 26. Tamizador empleado para la determinación de la estabilidad estructural en suelos.....</i>	55
<i>Figura 27. Calcímetro de Bernard de la EPSH empleado para la determinación de los carbonatos en suelos.....</i>	60
<i>Figura 28. Muestras en embudo Buchner filtrando al vacío.....</i>	62
<i>Figura 29. Penetrómetro Geotester con el que se ha realizado el cálculo de la impedancia mecánica de las diferentes zonas de estudio.....</i>	62
<i>Figura 30. Pocket Vane Tester con el que se ha realizado las medidas de resistencia al cizallamiento de las diferentes zonas del estudio.....</i>	63
<i>Figura 31. Análisis multivariante para las cuatro zonas de estudio entre las diferentes propiedades de los suelos. Los triángulos azules hacen referencia a Yesos Norte, los rojos a Calizas Norte, las cruces azules a Yesos Sur y las rojas a Calizas Sur...</i>	69
<i>Figura 32. Cambio temporal en el porcentaje de suelo desnudo en las cuatro zonas de estudio, tanto parcelas control como con fajinas. Se indican las medias y las barras de error indican la desviación típica.....</i>	71
<i>Figura 33. Porcentaje de suelo desnudo a través del tiempo en las parcelas control de las cuatro zonas de estudio.....</i>	72
<i>Figura 34. Sedimentos acumulados durante el año 2012 y 2013 ($Mg\ ha^{-1}\ año^{-1}$) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P<0,05$) entre parcelas.....</i>	73
<i>Figura 35. Sedimentos acumulados durante el año 2012 ($Mg\ por\ ha\ y\ año$) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P<0,05$) entre parcelas.....</i>	75
<i>Figura 36. costras biológicas encontradas en la zona Yesos Norte.....</i>	76
<i>Figura 37. Sedimentos acumulados durante el año 2013 ($Mg\ por\ ha\ y\ año$) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P<0,05$) entre parcelas.....</i>	77
<i>Figura 38. Escorrentía acumulada durante el año 2012 y 2013 (mm) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P<0,05$) entre parcelas.....</i>	79
<i>Figura 39. Escorrentía acumulada durante el año 2012 (mm) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P<0,05$) entre parcelas.....</i>	80

Figura 40. Escorrentía acumulada durante el año 2013 (mm) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P < 0,05$) entre parcelas..... 80

Figura 41. Evolución temporal de los sedimentos y de la precipitación en las cuatro zonas de estudio durante los dos años de estudio (2012-2013)..... 83

Introducción

1. INTRODUCCIÓN

El origen del fuego está ligado al origen de las plantas, puesto que estas son responsables de dos de los tres elementos esenciales para la existencia del fuego: oxígeno y combustible. Antes de la aparición de organismos fotosintéticos, la atmósfera carecía de suficiente oxígeno y previamente a la existencia de plantas terrestres carecía de combustibles, por lo que los incendios forestales no existían en nuestro planeta (Pausas y Keeely, 2009). Aunque escasas, hay pruebas de la existencia del fuego desde el Silúrico, y durante los últimos 350 millones de años se han venido produciendo incendios en la Tierra de forma reiterada (Scott y Glasspool, 2006).

Así pues, el fuego ha estado quemando ecosistemas desde hace cientos de millones de años, ayudando a dar forma a la distribución de los biomas del Planeta y manteniendo la estructura y función de las comunidades propensas a incendios (Bond y Keeley, 2005), de manera que el fuego debe ser entendido, sobre todo, 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 ecológicos y erosivos (Mataix-Solera y Cerdà, 2009).

Además de lo anterior, el fuego fue una de las primeras herramientas que el hombre empleó en su actividad transformadora del medio que le rodeaba. Los primitivos cazadores-recolectores empleaban el fuego para fomentar el crecimiento de determinadas plantas o favorecer la caza. Con el transcurrir de la historia evolutiva y la transformación de una sociedad de cazadores y recolectores en agricultores y ganaderos, el fuego fue sin duda el mejor aliado del hombre primitivo, empleándose para despejar terrenos que luego serían roturados y destinados para el cultivo, para eliminar residuos vegetales contra las cosechas, para luchar contra las plagas, para regenerar pastizales y favorecer el crecimiento de herbáceas apetecibles para el ganado o para abrir paso a los rebaños en matorrales o zonas arboladas de gran espesura. Estos usos agrarios en la que fuera una primitiva gestión del territorio, se han mantenido desde entonces con escasos cambios a lo largo de nuestra historia hasta la actualidad (Montiel, 2013).

Entonces, ¿qué ha cambiado para que percibamos el fuego como un enemigo cuando siempre fue un aliado? No sólo ha cambiado nuestra relación, tanto el fuego como nosotros hemos cambiado sustancialmente en las últimas décadas. Con el abandono del medio rural en las décadas de 1960-1970 el típico paisaje fragmentado mediterráneo de pequeñas parcelas comenzó a cambiar drásticamente ya que para su mantenimiento era necesaria una elevada cantidad de influencia humana de forma que en apenas diez años la superficie quemada en España se multiplicó por más de tres, pasando de 47.800 ha de media en la década de 1960 a 153.900 ha en la siguiente década. Y esto fue en aumento, ya que en los años ochenta la

superficie quemada anualmente fue cinco veces superior a la de los años sesenta (Aznar, 2012).

Por lo tanto, para hallar soluciones reales a la problemática de los incendios forestales deberemos abordar también la crisis del modelo rural. Será necesario que convivan medidas, programas y estrategias coordinadas desde diversos departamentos y administraciones con diferente escala temporal (Plana *et al.*, 2001).

1.1. EL FUEGO

El fuego es la manifestación de una reacción química de combustión, un proceso que se origina cuando el oxígeno y el calor se unen en una reacción en presencia de combustibles. Por lo tanto, los componentes básicos del fuego son tres, oxígeno, combustible, y una fuente de calor que produzca la ignición. Estos tres elementos conforman el triángulo del fuego (Fig. 1), de manera que si uno de ellos no está presente o no lo está en la proporción adecuada, no se producirá la combustión (Briones, 2007; Cerdá y Mataix-Solera., 2009).

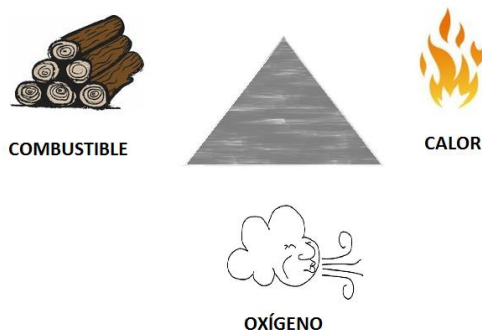


Fig. 1. Triángulo del fuego

La ignición (primer paso para que se produzca la combustión) se produce cuando se llega a una temperatura concreta, llamada temperatura de ignición, y que se define como la mínima temperatura a la cual un combustible en aire debe ser calentado a fin de iniciar una combustión autosostenida independiente de la fuente de calentamiento. Esta temperatura de ignición cambia en función del combustible, siendo aproximadamente de 300°C para combustibles leñosos (Biro *et al.*, 2009).

Esta temperatura de ignición es a la que deben llegar los materiales para poder arder, y para ello es necesario que el calor se transmita hasta los combustibles. En un incendio forestal existen cuatro formas de transmisión de calor:

- Radiación: Se trata de la transferencia de energía calorífica a través del espacio por medio de ondas. Se produce en todas las direcciones por igual y a la misma intensidad. En los incendios forestales la radiación está directamente ligada a la longitud de las llamas.
- Convección: Se produce cuando la transmisión de la energía calorífica se realiza a través de masas de fluidos, produciéndose una elevación de las masas de aire caliente mientras que el aire frío, baja. El aire elevado debido a este proceso puede llevar pavesas que alcancen zonas de combustible no quemado, empezando así nuevos fuegos.
- Conducción: Se da cuando la transmisión de la energía calorífica se produce de una molécula a la que tiene junto a ella, por acción molecular directa. Como la madera no es un buen conductor del calor, este método de transferencia de calor es el de menor importancia en los incendios forestales.
- Pavesas: Se trata de partículas incandescentes lanzadas a distancia, es el transporte de "puntos de ignición". No se trata de una forma de transmisión de calor como tal, pero pueden propagar el fuego en las zonas donde caen. Pueden ser volantes, producidas por convección, o rodantes, debido a una fuerte pendiente.

Un régimen de fuego es una descripción generalizada del papel que ejerce el fuego en un ecosistema. Un bosque desarrollará una estructura específica bajo la influencia de un determinado régimen de fuego y como resultado de la interacción entre los diferentes parámetros del ecosistema. Es típicamente un concepto estadístico y puede caracterizarse a partir de los siguientes parámetros:

- Intensidad: Mide el poder energético de los incendios forestales y depende del tipo de estructura vegetal que quema relacionada con la carga de combustible disponible y de su distribución horizontal y vertical. Es la tasa de liberación de energía por unidad de longitud del frente del fuego. Como su medición es complicada se representa de forma simplificada con la longitud de llama.
- Extensión: Se trata de la superficie afectada. Se distinguen claramente los conatos (superficies menores a una hectárea) los incendios forestales (entre 1 y 500 hectáreas) y los GIF (asociados a fuegos mayores de 500 hectáreas)
- Recurrencia: El periodo de recurrencia es la cantidad de tiempo necesario para que un área equivalente en tamaño a la zona de estudio vuelva a ser afectada por la misma perturbación.

- Severidad: Se refiere al grado de pérdida de materia orgánica, mortalidad y afectación (% de copas quemadas) y supervivencia de las poblaciones vegetales y animales, tanto en superficie como en las capas edáficas subterráneas. Es una medida cualitativa que viene determinada por el calor liberado durante el fuego tanto en superficie como subterráneamente.
- Frecuencia: Se refiere a la recurrencia del fuego o de la perturbación en una zona determinada del tiempo. Se define como el número de incendios por unidad de tiempo en un área determinada.
- Estacionalidad: Momento en el que tiene lugar la perturbación dentro del ciclo vegetativo. Según el estadio fenológico en que se encuentre la especie vegetal el desarrollo y los efectos de la perturbación serán diferentes, creando heterogeneidad de parcelas en la masa forestal.

Entender el régimen del fuego permite determinar, para cada tipo de estructura forestal, una respuesta del conjunto de estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo) ante el paso del fuego. El conocimiento de estos procesos es fundamental para determinar las bases de una gestión integradora que contemple la perturbación como un elemento más que caracteriza el ecosistema (Costa *et al.*, 2011).

1.2. LOS INCENDIOS FORESTALES

Cuando el fuego afecta a combustibles vegetales naturales y se propaga de forma incontrolada a través del monte, se considera incendio forestal. Los parámetros que más influyen en su propagación son el tipo y estado de la vegetación, los factores climáticos (viento, humedad y temperatura) y la topografía del terreno (favoreciendo las pendientes ascendentes el avance del fuego).

Por tanto, aunque se emplee el término “forestal”, este tipo de incendios incluye las zonas terrestres que no sean de uso urbano o agrícola. Se trata de fuegos no controlados propagados por la vegetación (sea esta del tipo que sea) que ocurren en ecosistemas terrestres (Pausas, 2012).

En España la Ley de Montes 43/2003, de 21 de noviembre, establece que un incendio forestal es “(...) *el fuego que se extiende sin control sobre combustibles forestales situados en el monte*”. La misma Ley define “monte” como “(...) *terreno en que vegetan especies forestales arbóreas, arbustivas, de matorral o herbáceas, sea espontáneamente o que procedan de siembra o plantación, que cumplan o puedan cumplir funciones ambientales, protectoras, productoras, culturales, paisajísticas o recreativas*”.

Esta Ley incluye además como monte, 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 “(...) *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; así como los enclaves forestales en terrenos agrícolas con la superficie mínima determinada por la Comunidad Autónoma.

En cambio la Ley excluye específicamente, “(...) *los terrenos dedicados al cultivo agrícola y los terrenos urbanos y aquellos otros que excluya la comunidad autónoma en su normativa forestal y urbanística*”. Considerando “forestal” a todo aquello relativo a los montes, y “combustible forestal” al procedente de especies arbóreas, arbustivas, de matorral o herbáceas que no son características de forma exclusiva del cultivo agrícola.

1.2.1. TIPOS

La Administración forestal española atendiendo a la superficie afectada en un incendio realiza una primera clasificación de los incendios forestales en dos grandes grupos:

- Conatos: Cuando afectan a superficies menores de 1 ha.
- Incendios: Cuando afectan a superficies mayores o iguales de 1 ha.

Aunque es habitual que dentro de este último grupo se distinga a los Grandes incendios forestales (GIF) que son aquellos que afectan a una superficie mayor o igual a 500 hectáreas (Ruíz, 2015). Pese a no sumar estos un gran número cada anualidad y pese a que los impactos puedan ser muy diferentes en función del tamaño de la superficie afectada, se considera una clasificación consistente.

En el monte podemos encontrar gran variedad de combustibles, considerando como tales todos los materiales vegetales que pueden arder, ya sean vivos, o restos o despojos que de éstos se desprenden. En función de estos combustibles encontramos una segunda clasificación en los incendios forestales:

- De suelo o superficie: Son los más frecuentes. En ellos se queman los combustibles que se encuentran sobre el suelo, matorrales, repoblaciones jóvenes, pequeños arbustos, restos de cortas, despojos, etc. Normalmente no afectan a los árboles que pueda haber entre medias. Suelen ser de poca intensidad.

- De copas: Aquellos que se propagan por las copas de los árboles. Se producen en masas arboladas cerradas con continuidad de combustible y siempre en presencia de fuerte viento. Son los que causan mayor daño debido a su rápido avance y altura de sus llamas y los que presentan mayor dificultad en su extinción. Presentan dos avances, quemándose primero las copas y después los combustibles superficiales como pastos y matorrales
- De subsuelo: Poco frecuentes y difíciles de combatir y de detectar, son aquellos que avanzan por debajo del suelo quemando tallos subterráneos, raíces, etc. Son incendios muy lentos, sin llama en los que prácticamente no hay humo. Especies como las turberas o las gayubas (*Arctotaphilus uva-ursi*) son propensas a este tipo de incendios. Cuando afloran a la superficie cambian su comportamiento pasando a ser incendios de suelo (Santos *et al.*, 2014).

Pese a esta clasificación, los incendios de suelo o superficie y de copas pueden darse de forma conjunta o sucesiva en el curso de un incendio forestal, debido a la multitud de factores que confluyen en la aparición de uno u otro tipo de fuego. Así, un frente de superficie que avanza hacia zonas de con cubierta forestal puede subir progresivamente hacia las copas de los árboles y dar lugar a un gran incendio (Arnaldos *et al.*, 2004).

Aunque como tal no se consideran un incendio forestal ya que existe mucho control sobre ellas es necesario nombrar las quemas controladas como medida para el manejo de los ecosistemas naturales. Estas quemas controladas son fuegos planeados, realizadas por profesionales con el objetivo de modificar el hábitat controlando el combustible, la topografía y la climatología para obtener resultados de gestión concretos. También se producen como quemas experimentales con el objetivo de ser estudiadas e investigadas (Pausas, 2012; Molina, 2000).

1.2.2. GRANDES INCENDIOS FORESTALES

Como se ha indicado en el apartado anterior, la administración forestal nacional considera como gran incendio forestal (GIF) aquel que afecta a más de 500 hectáreas. Estos siniestros afectan a un mayor porcentaje de superficie forestal, causando graves pérdidas e impactos ecológicos en los montes españoles (Enrique, 2010). Así, en el año 2016 los GIF supusieron tan solo el 0,24% del total de siniestros ocurridos en nuestro país siendo responsables del 49,43% de la superficie total afectada (MAPAMA, 2016).

La causa de que un fuego genere un incendio y se convierta de grandes dimensiones se corresponde fundamentalmente a las condiciones del medio y a la capacidad de respuesta del dispositivo de extinción. Se debe tener en cuenta que la capacidad de extinción se considera sobrepasada cuando los incendios presentan un comportamiento virulento en términos de

velocidad en que el fuego se propaga (superior a 2 km/h), de altura de llamas (superior a los 3 m) y presencia de fuego de copas.

En cuanto a las condiciones del medio, tanto la topografía y la meteorología influyen pero el factor más determinante es la cantidad y la distribución del combustible forestal, estando influenciado sobre todo por la continuidad de la masa arbolada y por cómo se distribuye la vegetación dentro del bosque (Plana *et al.*, 2016)

Si observamos el número de GIF y la superficie afectada por estos en la figura 2, podemos distinguir claramente diferentes comportamientos en este tipo de incendios en función de las décadas.

Así, la década 1980-1989 registró una mayor incidencia de los incendios forestales con una media de 70 GIF/año. Una de las causas principales fue la ocurrencia de un largo periodo de sequía que se prolongó de 1978 a 1984, ocurriendo en 1978, un valor de 153 grandes incendios, muy por encima de la media de la década de los 70 que se situó en 45 GIF/año. En esta década cabe destacar el año 1985 que registró la mayor cantidad de GIF, con una cifra de 159 grandes incendios.

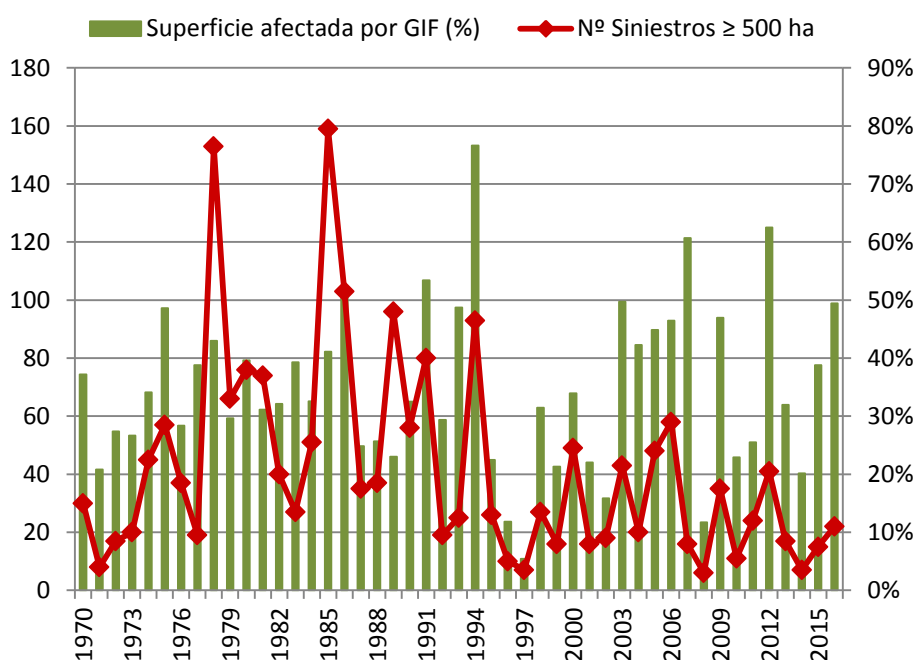


Fig. 2. Número de GIF acaecidos en España y superficie nacional afectada por los mismos en los años 1970-2016 (MAPAMA, 2016)

En la década de los 90 el peor año fue 1994, no por número de siniestros (93 GIF) sino por las superficies afectadas, que supusieron un 77% de la superficie total afectada por incendios forestales. Desde 1992 y hasta 1996 en España se vivió otro periodo de intensa sequía, pese a lo cual, la media anual descendió a aproximadamente la mitad que en la década

anterior posiblemente debido al desarrollo y gran avance a nivel nacional de los métodos de extinción de incendios.

En la década 2001-2010 se ha consolidado la tendencia ligeramente descendente en el número de GIF, presentando un máximo el año 2006 con 59 grandes incendios de los cuales 42 se produjeron en Galicia debido a una situación de meteorología adversa acompañada de un episodio de incendiario (MAPAMA, 2012).

Si observamos las medias anuales de los GIF que se produjeron en cada una de las décadas, podemos observar que van disminuyendo, siendo 32 la media de grandes incendios correspondiente a la década 2001-2010 frente a los 36 GIF de la década de los 90 o a los 70 grandes incendios de media anual de los años 80. Además, la media de estos incendios a nivel nacional en los años 2010-2016 continúa con esta tendencia, presentando una media de 19 GIF anuales.

En Aragón en el decenio 2001-2010 el número de GIF fue de 14, correspondiendo al 0,33% del total de los siniestros acaecidos en esta comunidad autónoma, y que sin embargo afectaron al 82,11% de la superficie arbolada quemada en la totalidad de los incendios.

Si estudiamos las causas de estos GIF, se observa que la mayoría de ellos son de carácter intencionado superando el 50% en el periodo 1970-2008, aunque es importante indicar que un 30,41% de ellos corresponden a causas desconocidas (Enrique, 2010)

1.2.3. SITUACIÓN DE LOS INCENDIOS A NIVEL GLOBAL

La globalización ha llegado también a los incendios forestales de forma que un incendio forestal ya no es sólo un suceso local, sino además un elemento de un conjunto global que puede contribuir a modificar las condiciones de vida en el planeta Tierra (Vélez, 2009)

La estimación de la superficie mundial afectada por el fuego en el año 2000 fue de 350 millones de hectáreas, muchas de las cuales eran bosques. La mayor parte de la superficie quemada estaba en el África subsahariana, seguida a distancia por Australia (FAO, 2007).

Los incendios forestales son una de las principales amenazas de las masas forestales del Sur de Europa y juegan además, un papel creciente en extensas áreas del Centro y Este de Europa. Su impacto en el paisaje, el bienestar social y el medio ambiente es ya enorme (Biro *et al.*, 2009).

1.2.3.1. SITUACIÓN EN LOS PAÍSES MEDITERRÁNEOS DE LA UNIÓN EUROPEA

Los incendios forestales recorren cada año cientos de miles de hectáreas en los ecosistemas de la cuenca mediterránea (Martín *et al.*, 1998).

En los países mediterráneos que no sólo incluyen los ribereños de este mar interior sino que también los que poseen un tipo de clima así denominado -caracterizado por la coincidencia en temporal de la época de máximas temperaturas, el verano, con las mínimas precipitaciones- es decir, los situados al oeste de las masas continentales entre los paralelos 30º y 40º de latitud norte y sur, el fuego siempre ha sido un persistente modelador del paisaje. Por ello podemos decir que los incendios forestales no son algo exclusivo de estas últimas décadas, pero sí que es inédita su virulencia, su desmedida extensión y frecuencia. Su falta, en suma, de mecanismos de autocontrol (Prieto, 1995)

En la tabla 1 se puede observar el número de incendios y áreas quemadas en los países de Europa, Este Medio y Norte de África en el año 2015.

Las características climáticas y biofísicas del contexto mediterráneo hacen que las variables del triángulo del fuego estén muy bien representadas durante los veranos calurosos y secos. En estas condiciones la vegetación se encuentra en un escenario propicio para la aparición de los incendios una vez se ha iniciado un fuego (Plana *et al.*, 2016).

No obstante, si nos centramos en la Cuenca Mediterránea, comprobamos que los incendios no sólo son consecuencia de largos periodos de sequía, sino que pueden considerarse como un indicador de las diferencias socioeconómicas entre las distintas zonas de la misma y su grado de desarrollo, es por ello que los países mediterráneos al Norte de la Cuenca (Europa) son los que registran el mayor número de incendios y las más extensas superficies quemadas.

Los cambios socioeconómicos de mayor repercusión que influyen en el riesgo de incendio son los siguientes:

1. Despoblación de las zonas rurales. Esto conlleva un abandono de tierras que son invadidas por vegetación espontánea con un alto grado de combustibilidad. El envejecimiento de la población aumenta el riesgo en las quemadas tradicionales de agricultores y pastores.
2. Debido a la concentración de la población en zonas urbanas, existe un aumento de amenaza por la espesura creciente en las zonas circundantes.
3. Cambio de prioridades en la política forestal que provoca una disminución de extracciones de madera y leña lo que provoca un incremento de acumulación de biomasa en el monte con alta combustibilidad (Vélez, 2009)

Si observamos los números de incendios en los países mediterráneos de la Unión Europea durante los 36 años que comprende el periodo 1980-2015 (Fig. 3) se puede ver que Portugal es el que más siniestros presenta con un 37% de los mismos, seguido de cerca por España con un 31% e Italia con un 19%. Sin embargo, pese a que España presenta un menor

número de incendios que Portugal, las hectáreas arrasadas son superiores a las de Portugal, con un 37% del total frente al 24% de Portugal o al 10% de Italia.

AÑO	Número de incendios			Número de incendios			Observaciones
	2015	Promedio 2005-2014	% promedio del 2015	2015	Promedio 2005-2014	% promedio del 2015	
Austria	345	491	70	268	84	317	
Bulgaria	429	530	81	4313	8592	50	
Suiza	162	77	210	45	96	47	
Chipre	87	117	74	652	2039	32	
Alemania	1071	710	151	526	305	173	
Argelia	2383	3667	65	13010	42294	31	Promedio 2011-2014
Estonia	67	66	101	83	502	17	
España	11928	14612	82	103200	108934	95	
Finlandia	745	1417	53	143	662	22	
Francia	4440	3746	119	11160	10427	107	
República de Macedonia	106	332	32	1798	8978	20	
Grecia	510	1313	39	7096	47988	15	
Croacia	177	229	77	9416	8183	115	
Hungría	1069	855	125	4730	4698	101	
Italia	5442	6364	86	41511	76949	54	
Líbano	107			753			No existen datos de años anteriores
Lituania	247	347	71	71	221	32	
Letonia	704	620	114	615	589	104	
Marruecos	425	475	90	992	3657	27	
Noruega	29	98	30	143	1057	14	
Polonia	12257	8239	149	5510	3766	146	
Portugal	15851	20908	76	64443	103970	62	
Rumanía	250	245	102	1671	1465	114	
Federación Rusa	12238	19900	61	2875350	2198220	131	Promedio 2010-2014
Suecia	2700	4065	66	594	3415	17	
Eslovenia	93	94	99	65	358	18	
Eslovaquia	242	285	85	353	485	73	

Tabla 1. Visión general del número de incendios y áreas quemadas reportadas por los países constituyentes de EFFIS en 2015 (EFFIS, 2016).

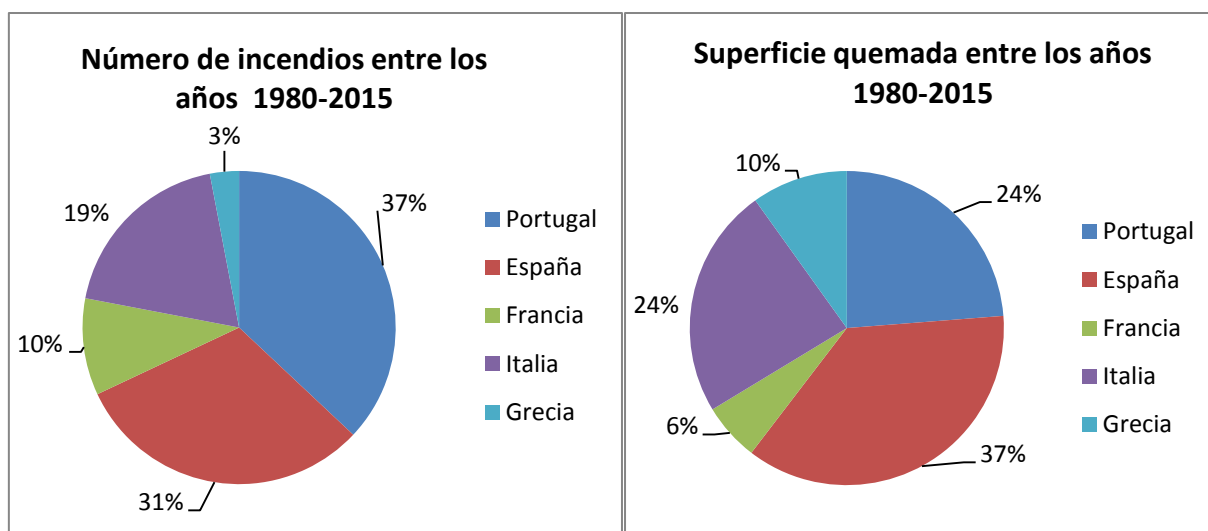


Fig. 3. Número de incendios y superficie quemada en los países mediterráneos de la Unión Europea durante los años 1980-2015 (elaborado a partir de datos de EFFIS, 2016)

1.2.3.2. SITUACIÓN EN ESPAÑA

Un bosque tarda en formarse entre docenas y cientos de años, sin embargo su destrucción se puede producir en tan solo unos minutos. Los incendios forestales son el mayor factor de destrucción de la cubierta vegetal en nuestro país. Cada año una media de 200.000 has son afectadas por el fuego. (Prieto, 1995)

España es uno de los países europeos más perjudicados por los incendios forestales, tratándose también del que presenta un riesgo más elevado al albergar la mayor superficie de bosques mediterráneos (Martín *et al.*, 1998) Que el problema de los incendios no es nuevo en nuestro país lo atestiguan desde los vestigios encontrados en Atapuerca sobre los primeros pobladores de la península, datados con una antigüedad de 800.000 años, como la constatación del cambio de profesión de cazador a ganadero, experimentado por nuestros antecesores, hace ya más de 7.000 años o las pruebas evidentes de incendios intencionados que aparecen recogidos en la extensa información paleobotánica y palinológica de muchos de los importantes yacimientos paleontológicos existentes en nuestro país (Montiel, 2013)

En la figura 4 podemos ver como la tendencia del número de siniestros en nuestro país desde 1961 hasta 2017 es claramente creciente. Los datos parten de 1961 ya que fue en ese año cuando se comenzó a trabajar desde el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente para la realización de una base de datos de incendios forestales de manera detallada y permanente con el apoyo y colaboración de las Comunidades Autónomas.

Como podemos observar en la figura anterior, desde 1961 a 1977 los incendios muestran una cierta estabilidad, presentando una media de hectáreas quemadas de 74.280 y

una media de incendios de 2.439 aunque ya en los años 1974, 1975 y 1976 la superficie quemada aumentó en relación a los años anteriores debido en gran parte al éxodo rural que se llevó a cabo entre los años 50 y 60 en España. Esto, como ya se ha comentado, supuso un cambio importante en la gestión medioambiental que se realizaba en el medio rural incrementando el número de incendios y la superficie quemada por estos.

Es a partir de 1978 cuando el número de incendios, así como la superficie quemada comienza a aumentar de forma alarmante respecto a los años anteriores, resaltando algunos años concretos como 1978, 1985 y 1989 con 434.867, 486.328 y 410.181 ha quemadas respectivamente. Es en este periodo cuando aparecen los grandes incendios en nuestro país.

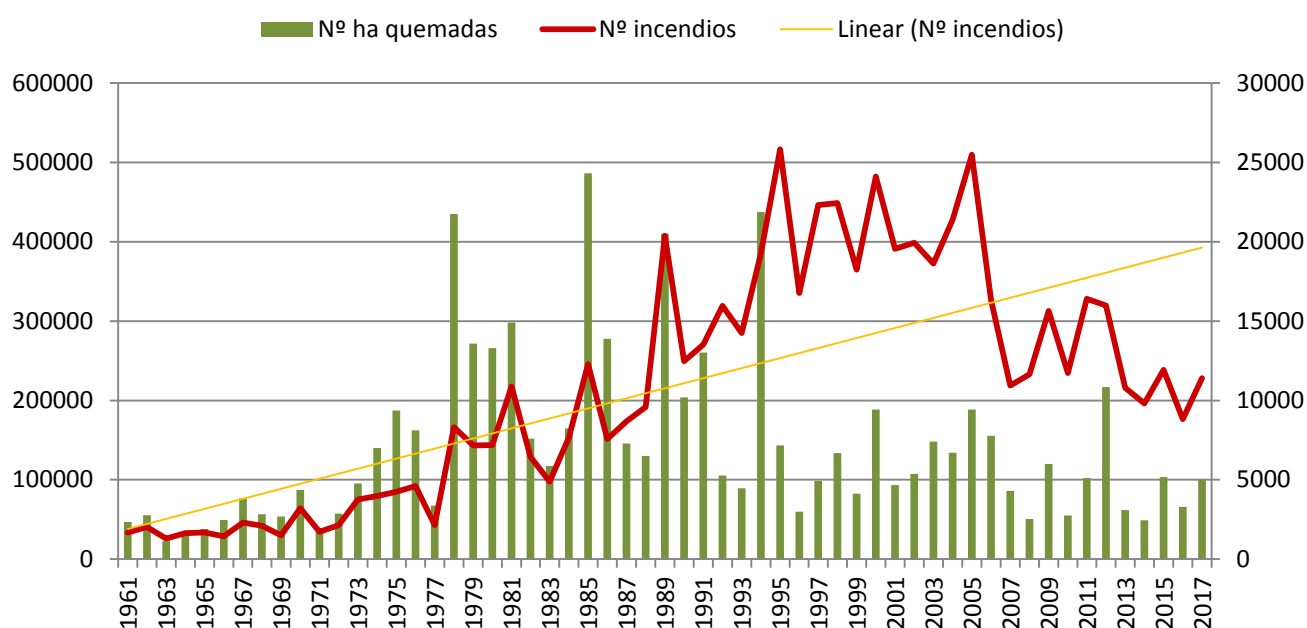


Fig. 4. Número de incendios (escala en eje izquierdo) y de hectáreas quemadas (escala en eje derecho) en España desde 1961 hasta 2017. Elaboración a partir de datos del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. *2017 Datos provisionales a 17 de septiembre de 2017.

Durante el periodo 1991-2000, se dobla el número de siniestros respecto al decenio anterior, alcanzándose una media de 19.097 siniestros al año, sin embargo a partir de 1995 se puede comenzar a observar un notable descenso en las hectáreas afectadas, debido 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. Esta situación de gran número de siniestros pero menor cantidad de superficie afectada se mantiene hasta el 2007, año a partir del cual se observa una disminución clara en el número de siniestros debido en gran parte a todo el trabajo en prevención de incendios que se está realizando.

Cabe destacar que los años 1995 y 2005 presentan los valores más elevados en cuanto al número de incendios acaecidos con 25.828 y 25.492 siniestros, respectivamente. Sin embargo, aunque en el año 1995 se contó con un mayor número de incendios, el día 19 de marzo del 2005 fue el día con mayor número de incendios a nivel nacional desde 1968 con un total de 676 siniestros, superando al record histórico hasta ese momento que era el 3 de septiembre de 1995 con 577 incendios activos (MAPAMA, 2012).

Podemos observar que el año 2012 es el que presenta la mayor superficie forestal afectada del decenio 2007-2017 quemadas que en general ha mantenido unas cifras de hectáreas quemadas muy inferior a las décadas anteriores. Además, en dicho año fue el país europeo más afectado por el fuego. En el 2012 fueron 216.894 las hectáreas afectadas por siniestros debido a que julio y agosto se presentaron como unos meses extremadamente cálidos y secos, registrando concretamente en el mes de agosto al menos en dos ocasiones olas de calor, lo que eleva el riesgo de peligro de incendio forestal. Y concretamente fue durante estos meses con dichas características, cuando coincidieron los dos incendios más grandes acaecidos en el 2012 (Cortes de Pallas y Andilla, ambos municipios pertenecientes a la Comunidad Valenciana) que juntos supusieron casi un 22% de la superficie forestal quemada en el indicado año (MAPAMA, 2014 y EFFIS, 2013).

1.2.3.3. SITUACIÓN EN ARAGÓN

En la Comunidad Autónoma de Aragón, los incendios forestales se producen durante todo el año debido a causas que van desde las negligencias, hasta motivos intencionados, incluidos los causados por accidentes de todo tipo. No obstante, en los meses centrales del año se produce un aumento sustancial del número de siniestros con origen predominantemente natural debido a unas condiciones meteorológicas y climáticas particulares, caracterizadas por elevadas temperaturas, fuerte estrés hídrico, abundante número de descargas eléctricas o episodios de viento fuerte y racheado (Álvarez y Cortés, 2007).

Lo anterior se puede ver reflejado en la figura 5, donde se muestra el número de incendios forestales y la superficie afectada por estos durante el año 2016. En dicha figura se observa como el número de siniestros aumenta en la época estival siendo el mes de agosto el que nos presenta la mayor cantidad de hectáreas afectadas por el fuego.

Si observamos la figura 6, vemos que en nuestra Comunidad Autónoma tanto el número de incendios como el de hectáreas afectadas por el fuego comenzó a ascender a partir de 1978 (al igual que ocurría en España). Antes de esta fecha el número de incendios se mantuvo siempre por debajo de 100 y las hectáreas quemadas no superaron en ninguna ocasión las 2.000 debido, como hemos comentado anteriormente, al modelo de España con zonas rurales habitadas. Sin embargo, a partir de 1978 hasta 1986 el número de hectáreas quemadas es

muy superior al de años anteriores a la par que el número de siniestros presenta una tendencia ascendente.

A partir de 1986 el número de incendios continúa presentando una tendencia ascendente, si bien vemos que el número de hectáreas quemadas disminuye considerablemente, no llegando a los valores anteriores a 1978, pero sí con valores la mayoría de los años muy inferiores a los acaecidos entre 1978 y 1986 debido al crecimiento de los dispositivos de extinción de incendios forestales autonómicos, así como a las campañas de prevención que se están llevando a cabo.

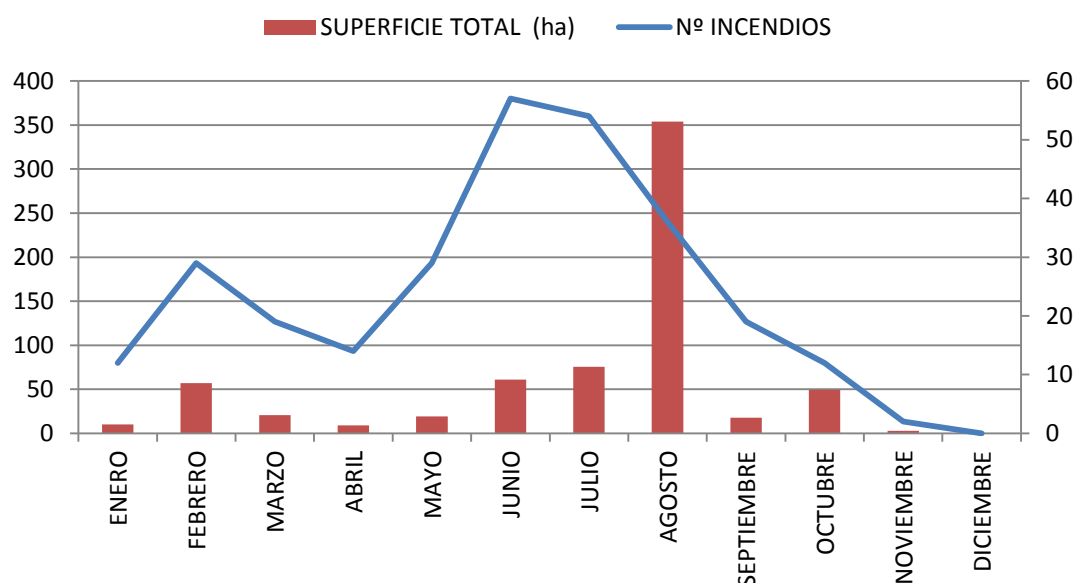


Fig. 5. Número de incendios (escala en eje derecho) y de hectáreas quemadas (escala en eje izquierdo) en Aragón durante el año 2016. Elaboración a partir de datos del Gobierno de Aragón.

No obstante, cabe destacar dos años especialmente desastrosos en lo que a superficie quemada se refiere. Son los años 1994 y 2009 en los que se ardieron en nuestra comunidad autónoma 31.543 y 19.648 hectáreas respectivamente.

En 1994 en Aragón se sufrió el incendio de Villarluego, siendo uno de los de mayor extensión a nivel nacional ese año y arrasando 16.831 hectáreas de superficie forestal en la provincia de Teruel. 1994 se caracterizó por ser un año de extrema sequía lo que produjo que con la llegada del verano la situación de déficit hídrico se acentuara descendiendo el contenido de humedad de los tejidos vivos de las plantas hasta niveles en torno al 50% cuando los valores normales en estas fechas son alrededor de 100%. En estas circunstancias, gran cantidad de combustible muerto y seco y baja humedad de los tejidos vivos, el combustible

forestal presentaba un estado explosivo, bastando que se produjera viento para que el comportamiento del fuego fuese muy virulento (MAPAMA, 1994).

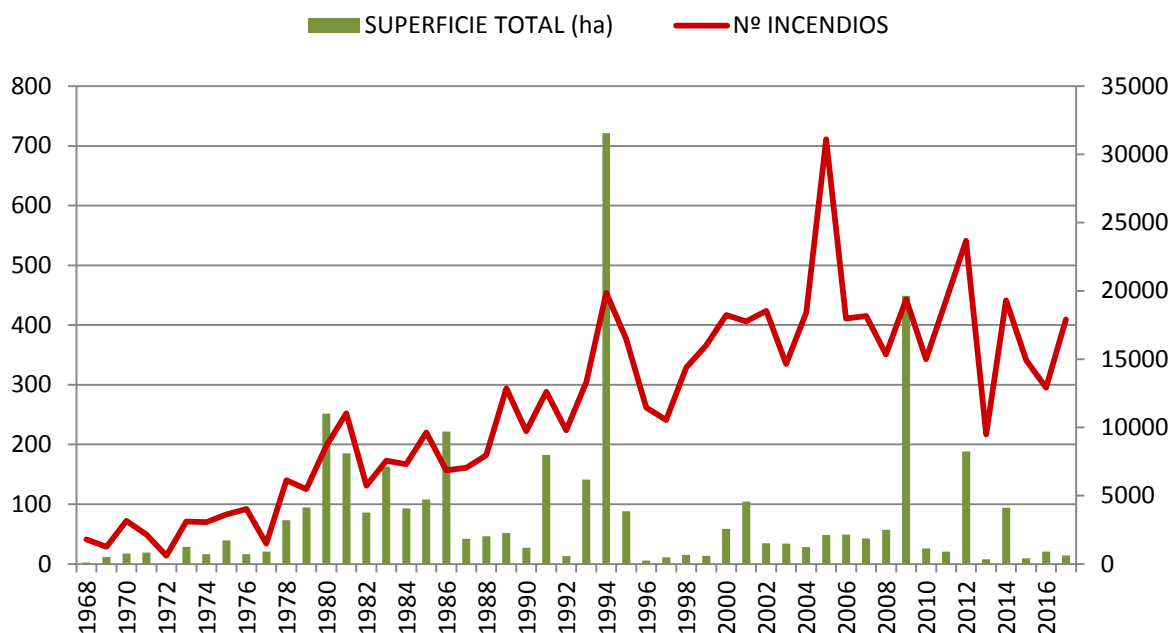


Fig. 6. Número de incendios (escala en eje izquierdo) y de hectáreas quemadas (escala en eje derecho) en Aragón desde 1968 hasta el 2016. Elaboración a partir de datos del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

Durante el año 2009 en Aragón se sufrieron 8 GIF, y fue la comunidad con mayor cantidad de superficie forestal afectada por incendios con 12.281,54 ha en el mes de julio y fue debido principalmente a que durante este año en los meses centrales del verano se alcanzaron temperaturas muy cálidas, superiores a las medias de años anteriores. Cabe destacar que fue durante este año cuando se produjo el gran incendio forestal de San Gregorio que da pie a este trabajo.

1.2.4. CAUSAS DE LOS INCENDIOS FORESTALES

Dentro de la Unión Europea, los incendios forestales son un fenómeno recurrente en la cuenca mediterránea, pero se debe tener en cuenta que los países del centro y norte de Europa presentan un elevado índice de frecuencia, lo que nos sugiere que el perfil de incendios forestales no se relaciona únicamente con las condiciones climáticas sino también con aspectos socioeconómicos que influyen en los incendios. (Biro *et al.*, 2009). Si nos centramos en la zona Mediterránea, veremos que su paisaje ha estado ocupado e influenciado por la

sociedad humana y sus actividades durante miles de años, siendo dominado por la agricultura y la ganadería y dando lugar a un mosaico formado por cultivos, pastos y bosques a menudo fragmentados y poco densos de los que se aprovechaba la leña y la madera. Los incendios que padecían estos bosques raramente podían propagarse por grandes superficies y no daban lugar a intensidades elevadas con llamas grandes que llegaran a las copas, debido a la falta de continuidad de las manchas de bosque o la poca densidad de árboles y vegetación en el sotobosque.

Durante el último siglo varios cambios en la sociedad tales como el éxodo rural, el abandono de pastos y campos de cultivo, la falta de rentabilidad de la madera mediterránea y la transición al modelo energético fósil (que ya no emplea maderas), ha permitido una reforestación natural de los bosques que se une a una reforestación realizada por el hombre en zonas sobreexplotadas y con riesgo de erosión.

Cuando este proceso de reforestación se realiza de forma desordenada, se da lugar a bosques con gran densidad con árboles jóvenes que compiten por los recursos y a un sotobosque crece de forma descontrolada al no existir ganadería que lo controle, de forma que el bosque se vuelve más vulnerable a los incendios forestales de gran intensidad (Plana *et al.*, 2016).

Por todo lo anterior podemos concluir que la extensión y severidad de los incendios son un reflejo y una consecuencia de la relación actual que como sociedad mantenemos con los bosques. Y como sociedad, debido al aumento de la cantidad de incendios en los últimos tiempos, se piensa que la única vía existente para su control de manera que se reduzcan los daños y la alarma social que conllevan es la prevención.

Se considera prevención al conjunto de actividades que tienen como objeto reducir o anular la probabilidad de que se inicie un fuego, así como limitar sus efectos si este se produce (Vélez, 2000a), siendo el primer paso para ello conocer con certeza las causas que los producen.

De manera que en un principio podemos dividir en dos grupos las causas que provocan los incendios forestales:

1. Estructurales: Se trata de aquellas causas que dependen de factores intrínsecos del propio medio natural, es decir, condiciones permanentes, ecológicas y sociales. Son de difícil modificación, a veces imposible y serían las características climáticas, la alta inflamabilidad de las especies vegetales de la cuenca mediterránea, la gran acumulación de cargas de combustible o la gran dispersión territorial de las zonas de peligro entre otras.

2. Inmediatas: Serían las causas derivadas de agentes naturales y comportamientos humanos (Porrero, 2001).

Los incendios ocasionados por causas naturales suelen ser generados espontáneamente por fuentes naturales, siendo principalmente los rayos los causantes de la

mayoría de ellos. Aunque también existen otros factores como los volcanes o la caída de piedras, que igualmente se encontrarían dentro de esta clasificación. Sin embargo, el porcentaje de los incendios debidos a estas causas en nuestro país es menor del 7%.

Dentro de los incendios de origen antrópico, tenemos los accidentales, que son aquellos producidos por negligencias o accidentes, y los intencionados, debidos a pirómanos o delincuentes. En el 2013 en España, el 79,22% de los incendios fueron debidos a actividades humanas (López *et al.*, 2013)

En España concretamente, las causas de los incendios forestales se clasifican en cinco grandes grupos:

- Rayos.
- Negligencias y causas accidentales
- Intencionadas
- Desconocidas
- Reproducciones de incendios anteriores

Según el MAPAMA los incendios de origen antrópico dieron lugar a la quema del 82,6 % del total de la superficie quemada en el decenio 2001-2010. Los intencionados fueron los más numerosos seguidos por aquellos producidos por negligencias y causas accidentales y ambas causas acabaron con un 81,69 % de la superficie quemada como se puede observar en la figura 7. Cabe destacar que algo más del 15% de los incendios corresponden a causas desconocidas, lo que pone de manifiesto la necesidad de seguir trabajando en la determinación de las causas de los incendios forestales.

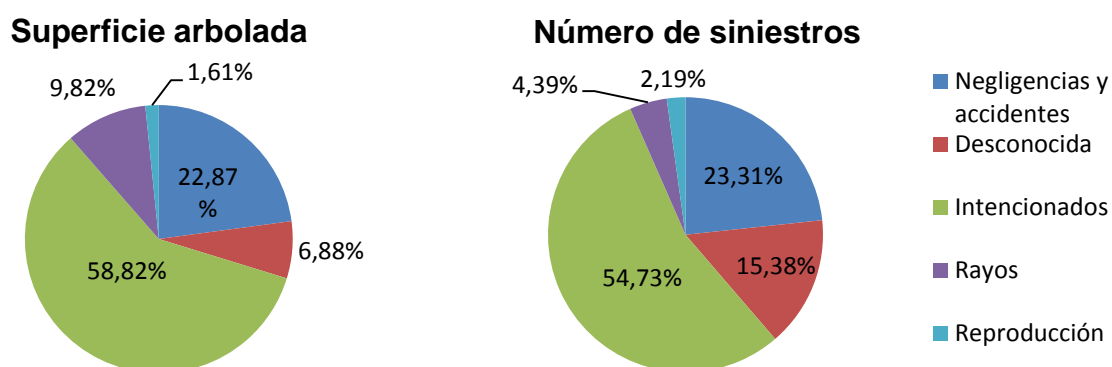


Fig. 7. Número de siniestros en España por grupos de causas, 2001-2010

Si se procede a comparar la casuística de los incendios forestales producidos en la totalidad del territorio español con la producida en la Comunidad Autónoma de Aragón durante el año 2013, se puede observar una clara diferencia (fig. 8). En Aragón la mayor causa de siniestros fueron las negligencias y causas accidentales con un 48,4% mientras que en España

este dato fue mucho menor, del orden de un 27,54%, lo cual puede ser explicado por el carácter agrícola de Aragón respecto del resto de España, ya que un 70% de los incendios que sucedieron en ese año se produjeron en el mes de marzo, debido a las quemas agrícolas en las que el fuego escapó del control del autor y se propagó por el monte (DGA, 2017)

Si observamos la anterior figura, veremos que en Aragón los incendios forestales debidos a causas naturales correspondieron en el 2013 a un 27,2% del total, valor muy superior al producido en España. Esto se debe al factor climático de cada zona, que concretamente en Aragón se ve agravado con los incendios producidos en verano, concretamente en los meses de julio y agosto. Es en esta época cuando tormentas secas de fuerte aparato eléctrico cruzan nuestra geografía, sobre todo en las provincias de Teruel y Huesca.

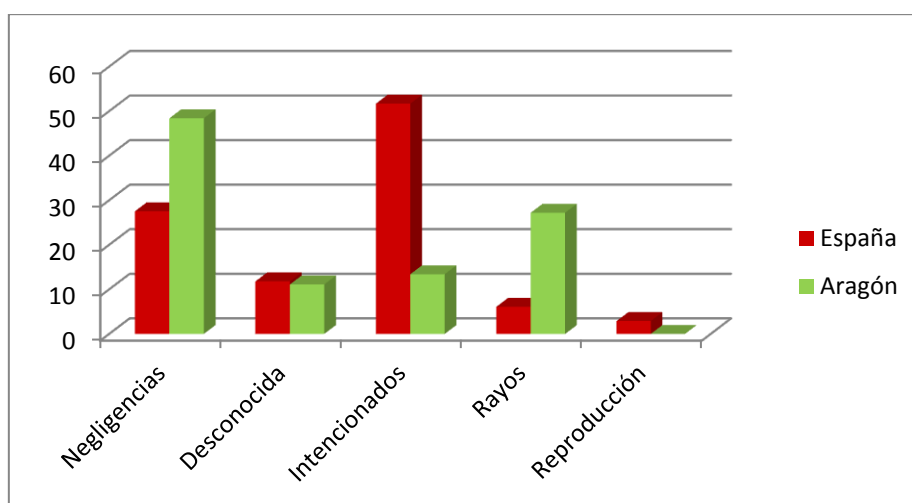


Fig. 8. Causas de los incendios forestales en Aragón durante el año 2013.

En definitiva, los incendios forestales tienen cada vez más importancia desde la perspectiva ambiental, social y económica. El despoblamiento rural y el cambio climático, que previsiblemente se incrementarán en el futuro, ocasionarán incendios más grandes e intensos. Por ello las administraciones, los centros de investigación y las empresas deben ser capaces de generar índices de riesgo de incendios que permitan predecir las posibilidades de ignición con mayor precisión para mejorar la efectividad al mismo tiempo que se abaratan los costes de extinción. (Marey *et al.*, 2017)

1.3. EROSIÓN

Al inicio del Holoceno, el uso agrícola del suelo por el hombre para la obtención de alimentos, supuso un cambio importante para la dinámica erosiva del suelo, no contemplado

con anterioridad en la larga historia de la Tierra. La aparición sobre la superficie terrestre de los ecosistemas agrarios implicó la eliminación de la vegetación natural protectora y la exposición de la superficie del suelo a la acción directa de uno de los agentes erosivos más activos: la lluvia (Almorox y Rafaelli, 2010).

La erosión del suelo es la remoción del material superficial por acción del viento o del agua (Kirkby y Morgan, 1984). La erosión de los suelos es el proceso que lleva sedimentos y nutrientes a los ríos, mantiene el equilibrio sedimentario en los cauces y en las playas y conforma espacios muy fértiles como son los deltas o las llanuras aluviales. Sin embargo, el término erosión no suele ser empleado con esta visión de Ciencias de la Tierra, sino que a menudo presenta connotaciones negativas que la relacionan íntimamente con la desertificación, siendo habitual que el término erosión acompañe a imágenes de incendios forestales, derrubios de minas, aguaceros intensos, abandono de cultivos y talas indiscriminadas (Cerdà, 2001).

La pérdida del suelo puede ocasionar, por un lado, una moderada disminución del potencial biológico o productivo, y por otro lado, inducir a ecosistemas pobres y frágiles. La conjunción de ambos procesos puede ocasionar la ruptura del equilibrio ecológico y conducir inexorablemente a la desertificación del territorio (Bermúdez, 1993).

Puesto que en nuestras latitud la erosión del suelo genera situaciones parecidas a las del desierto, los términos de erosión, desertificación y degradación suelen asociarse, a pesar de ser conceptos bien diferentes (Puigdefábregas, 1995).

La desertificación se conoce como una disminución, prácticamente irreversible a escala temporal humana, de los niveles de productividad de los ecosistemas, como resultado de la sobreexplotación, uso y gestión inapropiada de los recursos en territorios fragilizados por la aridez y las sequías (Barberá *et al.*, 1997).

Los estudios científicos sobre erosión comenzaron con los trabajos de Wollny, realizados entre 1877 y 1985 (Hudson, 1982) aunque la toma de conciencia de la gravedad del problema por parte de la comunidad científica, se produjo a principios del siglo pasado, cuando se sucedieron unos años de gran sequía que arruinaron cosechas, dejando desnudos los suelos de laboreo del centro de EE.UU., cuya estructura estaba muy degradada por el exceso de laboreo. En esa situación, el viento arrancó cantidades ingentes de suelo que provocaron tormentas de polvo dando lugar a muchos y graves problemas ambientales (Almorox y Rafaelli, 2010).

A partir de entonces comienzan los estudios sobre erosión hídrica y la creación de modelos para evaluar las pérdidas de suelo, según los distintos tipos de erosión, con las investigaciones y experiencias del Forest Service de USA (1915) y de M.F. Miller (1917), analizando los efectos de distintas coberturas vegetales y la rotación de cultivos sobre la escorrentía y la erosión en parcelas experimentales.

Con la creación del Servicio de Conservación de Suelos EEUU (1935), se desarrolló el conocimiento de los procesos erosivos. Los estudios sobre la importancia del impacto de la gota de lluvia sobre suelo desnudo, erosión por salpicadura, iniciados por Law (1940) y continuadas por Ellison (1947), permitieron establecer los primeros modelos para estimar las pérdidas de suelos por erosión hídrica (TRAGSA, 1998).

En el viejo continente, la Comisión Europea, consciente de la gravedad del problema, aprobó en 2006 la “Estrategia Temática para la Protección del Suelo” cuyo fin es promover el uso sostenible de los suelos de Europa.

En España los primeros trabajos científicos sobre el problema de la erosión y de sus posibles remedios se remontan a 1964 cuando D. Carlos Roquero de Laburu realizó su Estudio sobre la conservación y mejora del suelo en España.

La erosión del suelo está originada por la combinación de varios factores, tales como las pendientes pronunciadas, la longitud de dichas pendientes, el clima, las características del suelo, su uso y su gestión y el tipo y estado de la cubierta vegetal.

Las consecuencias de la erosión son la pérdida de la capacidad del suelo para realizar sus funciones y, en último término, su desaparición total o la de alguno de sus horizontes, provocando un importante empobrecimiento del valor agrícola, ganadero y forestal de los suelos. Indirectamente, el fenómeno erosivo puede afectar negativamente a los cursos de agua ya que los nutrientes y agentes contaminantes arrastrados contaminan los ecosistemas fluviales, además de tener otras consecuencias negativas, por ejemplo, para embalses o puertos y como se ha indicado anteriormente. Provoca también una grave pérdida de biodiversidad, siendo la erosión el más destacado proceso de degradación de los suelos en los ambientes mediterráneos (Paz y Taobada, 2001; Hudson, 1982; Almorox y Rafaelli, 2010).

1.3.1. FASES

La erosión del suelo es un proceso con dos fases (fig.9) consistentes en el desprendimiento de partículas individuales de la masa del suelo y su transporte por los agentes erosivos, como las corrientes de agua y el viento. Cuando la energía de estos agentes no es suficiente para transportar las partículas, se produce una tercera fase: su deposición (Morgan, 1997).

La liberación o desprendimiento de fragmentos de tierra y partículas elementales puede ser resultado de distintos mecanismos como la disgregación, debida a la acción del aire atrapado durante la humectación de unidades estructurales secas, el desprendimiento de fragmentos, provocado por la energía cinética de la lluvia, la microfisuración, durante los

procesos de contracción y expansión, y la dispersión, originada por procesos de naturaleza física y química.

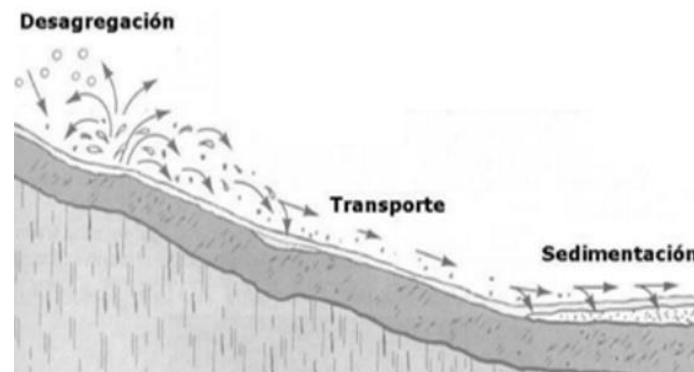


Fig. 9. Fases de la erosión

La importancia relativa de cada uno de estos mecanismos, depende del contenido hídrico inicial y composición del suelo, por lo que la distribución del tamaño de las partículas liberadas puede variar ampliamente (Taobada y Paz, 2001)

Entre todos estos posibles procesos para el desprendimiento de partículas, el impacto de las gotas y la correspondiente salpicadura es el mecanismo más eficiente en el arranque. Como resultado del golpeteo de las gotas de lluvia sobre la superficie de un suelo desnudo, se produce una compactación de la superficie del suelo a la vez que partículas del mismo son arrancadas y lanzadas por los aires a varios centímetros de distancia. La velocidad de la salpicadura es el doble que la del impacto de las gotas, con lo que puede transportar sedimentos a distancias considerables especialmente si las pendientes son fuertes. La salpicadura es especialmente efectiva en campos de cultivo o después de los incendios forestales cuando la cubierta vegetal es muy escasa (Cerdà, 2001).

Los agentes de transporte comprenden los que actúan superficialmente y contribuyen a remover un espesor relativamente uniforme del suelo y aquellos otros cuya acción se concentra en cauces. El primer grupo está formado por la salpicadura, la escorrentía superficial en forma de flujo de pequeño espesor y gran anchura y el viento. En el segundo se encuentran los flujos de agua en pequeños cauces conocidos como regueros, que pueden desaparecer por meteorización o laboreo, o permanecer como facciones de mayor duración en forma de cárcavas o barrancos (Morgan, 1997).

1.3.2 TIPOS

La erosión se puede clasificar en función del agente que la provoca, así, cuando se trata de un fenómeno de carácter natural que suaviza los relieves levantados por las acciones tectónicas, obteniendo como resultado una evolución de las topografías abruptas, se conoce como erosión geológica o natural (Hudson, 1982). Sería el caso de los encinares, matorrales o hayedos, donde encontramos bajas tasas de erosión. La intensidad de la erosión natural dependerá de las características climáticas, de la naturaleza del suelo y del material litológico, de la topografía y de la vegetación. En este tipo de erosión la velocidad de arrastre del suelo es lo suficientemente lenta para que su velocidad de formación por descomposición de las rocas compense las pérdidas sufridas (Mataix-Solera, 1999).

Sin embargo, la acción del hombre ha causado y está causando una gran aceleración de los procesos naturales, debido principalmente al deterioro de la cubierta vegetal y a la realización de frecuentes movimientos de tierra. A este tipo de erosión causada por el hombre se le conoce como erosión antrópica o acelerada en la que las tasas son más elevadas y que se relaciona con la desertificación del territorio al no ser sostenible para el suelo. Además la erosión acelerada altera y degrada la vegetación, los flujos hídricos, la fauna, etc... Las tasas de erosión geológica son sostenibles pero las tasas de la erosión acelerada no permiten su regeneración (Cerdà, 2001).

Si atendemos al agente erosivo que produce el transporte de partículas, la erosión se clasifica como:

1. Erosión hídrica: Ocurre principalmente cuando el flujo superficial transporta partículas del suelo desprendidas por el impacto de las gotas de lluvia o la escorrentía superficial, a menudo dando lugar a canales claramente definidos, tales como surcos o cárcavas (FAO y GTIS, 2015).

La erosión en los suelos por acción del agua es más activa donde la precipitación pluvial no se puede infiltrar en el suelo, sino que fluye sobre la superficie, de manera que el agua fluye a una velocidad relativamente rápida siendo capaz de arrancar materiales del suelo por medio de la fuerza hidráulica de su flujo (Kirkby y Morgan, 1984)

2. Erosión eólica: Ocurre cuando el suelo seco, suelto, sin cobertura, es sometido a fuertes vientos y las partículas de suelo se desprenden de la superficie del suelo y son transportadas a otro lugar (FAO y GTIS, 2015).

Al igual que la erosión hídrica, la erosión eólica se basa en la fuerza con la que el fluido puede actuar sobre las partículas del suelo. Esta fuerza, en el caso del aire depende en gran medida de la aspereza de la superficie, ya que si nos encontramos con superficies muy ásperas como piedras o plantas de gran tamaño, el viento no puede levantarlas de manera que la velocidad de este será baja y se presentará poca erosión. Sin embargo, en superficies lisas la erosión eólica es mucho más preocupante, situación que se agrava si

además el suelo contiene cantidades apreciables de material del tamaño de los limos que se van desprendiendo del aire muy lentamente una vez que han sido recogidos (Kirkby y Morgan, 1984).

1.3.3. SITUACIÓN DE LA EROSIÓN A NIVEL GLOBAL

La erosión del suelo es la forma de erosión que más afecta al funcionamiento del ecosistema, ya que supone una disminución considerable de la calidad del suelo. Es el principal problema de degradación del suelo en el mundo y, en general, uno de los fenómenos de alteración ambiental más importantes a nivel planetario (Kaiser, 2004).

Actualmente existe una red de estaciones meteorológicas distribuidas en 63 países del mundo con un objetivo común: establecer la primera base de datos global de erosión de precipitaciones (GloREDa) que recopila el Joint Research Centre de la Unión Europea. De esta manera, se ha desarrollado un mapa de erosividad global por lluvia (fig. 10).

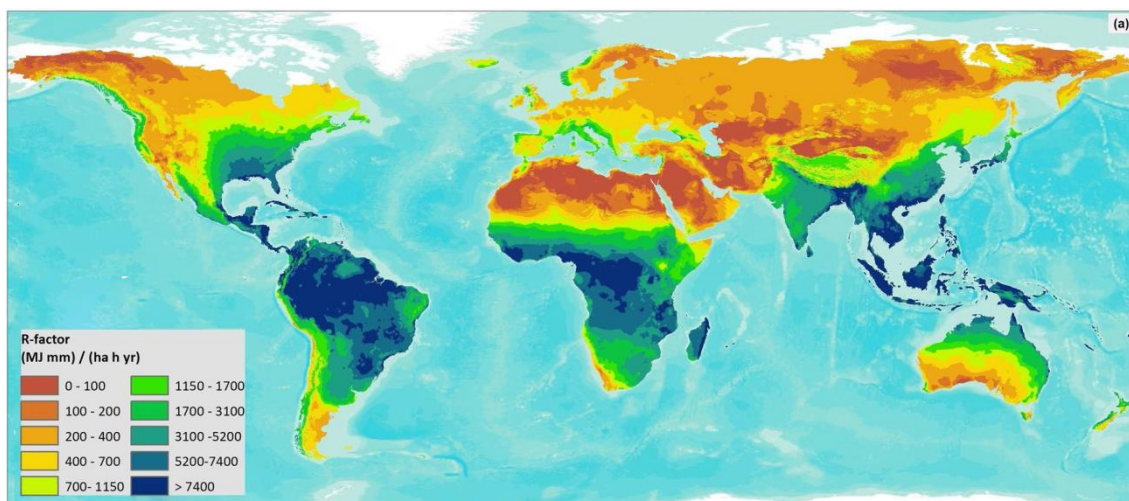


Fig. 10. Mapa de erosividad por lluvia (Unión Europea, 2017).

Cabe señalar que la alta erosividad de las precipitaciones no significa necesariamente altos niveles de erosión, pues factores como las características del suelo, la cobertura vegetal y el uso de la tierra también tienen un impacto importante en la erosión del suelo. El nuevo mapa de erosividad global proporciona un conjunto de datos importantes para los expertos en suelos y los responsables de las políticas para poder alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la ONU (European Commission, 2017).

1.3.3.1 SITUACIÓN EN EL MUNDO

La erosión hídrica es uno de los más destacados factores de degradación de suelos a cualquier escala espacial. Por ello, y por su contribución al avance de la desertificación, se ha definido como uno de los problemas ambientales más importantes del mundo, especialmente en ambientes subhúmedos y semiáridos, donde amenaza la supervivencia de millones de personas y es una de las causas de inestabilidad social y política (Puigdefábregas y Mendizábal, 1995).

A escala mundial, las investigaciones que relacionan las pérdidas de suelo con el clima muestran que la erosión alcanza el valor máximo en zonas de precipitación efectiva media anual de 300 mm. Con precipitaciones inferiores a este valor, la erosión aumenta al aumentar la precipitación. Sin embargo, al aumentar esta también lo hace la cobertura vegetal y se obtiene mejor protección de la superficie del suelo. Con precipitaciones totales superiores a 300 mm, el efecto de protección contrarresta los efectos erosivos de las lluvias crecientes y las pérdidas de suelo disminuyen aunque aumenten las precipitaciones.

Existe una gran vulnerabilidad a la erosión en cuanto a las zonas semiáridas y subhúmedas del planeta, especialmente en China, India, el oeste de EE.UU., centro de Rusia y los países mediterráneos. El problema de la erosión en estas áreas se complica con la necesidad de conservar el agua y la sensibilidad ecológica por el medio ambiente, ya que la eliminación de la cobertura vegetal por el cultivo o pastoreo, produce un rápido descenso de la materia orgánica del suelo, seguido de su agotamiento y riesgo de desertificación (Morgan, 1997).

África subsahariana presenta una tendencia variable a la erosión, mientras que Asia, Latinoamérica y el Caribe, el Cercano Oriente y Norte de África poseen condiciones de erosión pobre o muy pobre y una tendencia al deterioro. En esta última región, la erosión eólica es la principal causa de que el suelo presente condiciones muy pobres.

En la fig. 11 podemos observar el estado de degradación del suelo a nivel mundial debido a distintas causas entre las que se observan la erosión hídrica y eólica. En esta figura también vemos que la erosión hídrica es un problema generalizado casi en la totalidad de Europa.

Dentro de Europa, la región mediterránea es una zona particularmente sensible a la erosión debido a que se encuentra sujeta a largos periodos de sequía seguidos de intensos procesos de lluvia, que caen sobre suelos frágiles situados en fuertes pendientes, lo que se traduce en altas pérdidas de suelo por erosión hídrica (Van der Knijff *et al.*, 2000).

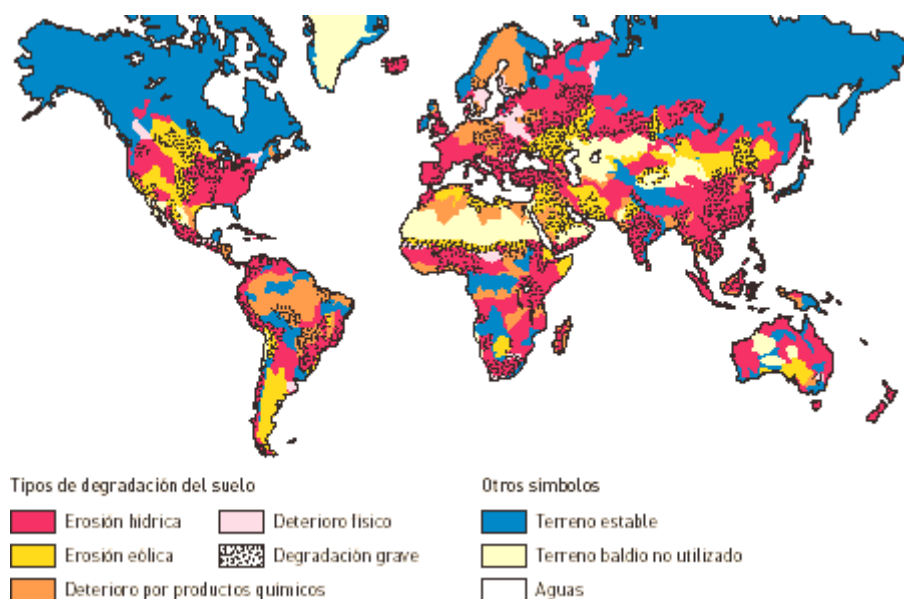


Fig. 11 Estado de la degradación del suelo a nivel mundial (Oldeman, 1991).

1.3.3.2. SITUACIÓN EN ESPAÑA

Las condiciones climáticas y la larga historia de la ocupación del territorio hacen de la región mediterránea un espacio muy sensible desde el punto de vista erosivo. España es el país mediterráneo europeo con tasas más elevadas de erosión actual y potencial (Giovaninni *et al.*, 2001) siendo clasificado por las Naciones Unidas en repetidas ocasiones como el único país europeo con muy alto riesgo de desertificación por erosión de sus suelos (Bermúdez, 1993). En nuestros climas áridos, con lluvias escasas pero violentas y torrenciales, con prolongados periodos secos, la erosión es la forma predominante de degradación del suelo.

En la mayor parte del territorio español, la erosión del suelo representa una seria amenaza para la sostenibilidad de los agroecosistemas y el sistema socioeconómico. El proceso a través del cual se ha llegado a la situación actual es bien conocido: a una intensa deforestación en tiempos pasados, siguió una roturación e invasión agrícola y ganadera de las áreas originariamente arboladas, con la consiguiente desprotección del suelo (Bermúdez y García, 2008), realizando sobrepastoreo, quemas de rastrojos, cultivo en zonas marginales con excesiva pendiente o poco suelo y el laboreo realizado a favor de la pendiente. A todo esto se le suman más acciones antrópicas como las actividades extractivas, las talas arbustivas o la construcción de obras lineales no protegidas.

Además de lo anterior, la península ibérica presenta condiciones naturales que favorecen la degradación y erosión de los suelos. El abrupto relieve, roquedos friables, suelos pobres fruto de un clima con escasas precipitaciones, sequías estivales anuales, sequías

extraordinarias recurrentes y lluvias torrenciales son algunas de las características que potencian suelos degradados y erosionados (Cerdà, 2008).

Si a lo anterior le sumamos que en las zonas de clima mediterráneo y en especial aquellas con mayor déficits de tipo estacional, la acumulación de materia orgánica es lenta, cualquier proceso que tienda a disminuir el contenido de materia orgánica y humus es francamente peligroso en lo referente a la estabilidad de los ecosistemas edáficos.

Puede decirse que la erosión es un problema global en nuestro país, que se concentra en unas zonas más que en otras. Los estudios nacionales muestran que la intensidad del proceso de erosión es superior a los límites tolerables (12 toneladas de suelo por hectárea y año) en alrededor del 46% del territorio nacional (23 millones de hectáreas), y que un 12% del territorio nacional (6 millones de hectáreas) está sometido a erosión muy severa, con arrastres superiores a 50 toneladas de suelo por hectárea y año (MAGRAMA, 2016). Sin embargo, según los datos del 2015, en España ese año se dio una pérdida de suelo correspondiente a un nivel erosivo medio siendo afectada la superficie erosionable por procesos erosivos moderados.

La información cartográfica digital más completa sobre los procesos erosivos de los suelos españoles la constituye el Inventario Nacional de Erosión de Suelos. A fecha de hoy no está terminado, encontrándose aún 12 provincias en ejecución entre las que se encuentran las tres aragonesas. Este trabajo permite obtener información sobre el riesgo de erosión laminar y por regueros en base a la vegetación actual y la erosión potencial a una escala de trabajo 1:50.000. En él, también se cuantifica, entre otras, la superficie de suelo afectada por la erosión de las diferentes comunidades autónomas (tabla. 2) o las pérdidas de suelo medias anuales.

CC.AA.	Con procesos erosivos moderados (%)	Con procesos erosivos medios (%)	Con procesos erosivos altos (%)
Andalucía	57,61	19,76	22,63
Cataluña	54,41	24,86	20,74
Cantabria	59,91	22,39	17,7
Asturias	61,92	21,67	16,42
Navarra	65,64	18,79	15,57
Murcia	66,41	18,13	15,46
C. Valenciana	70,13	16,04	13,83
La Rioja	65,84	20,43	13,72
Galicia	74,34	13,06	12,61
Baleares	76,62	13,69	9,7
Canarias	69,25	21,86	8,89
Madrid	81,28	10,89	7,83
Extremadura	83,75	9,81	6,44
Castilla y León	89,13	7,77	3,1

Tabla 2. Superficie del suelo afectada por erosión en el año 2015 (%). Fuente: MAGRAMA

1.4. INCENDIOS Y EROSIÓN

Los suelos son los gestores de los recursos hídricos y de la composición de las aguas al filtrar las lluvias y administrar los caudales y caminos de las aguas. Los suelos manejan la localización y movilización de los nutrientes, y con ello determinan la cubierta vegetal y la fauna. Los suelos, por tanto, son clave para entender los ciclos biogeoquímicos del Planeta. Cuando los suelos sufren un incendio, el equilibrio conseguido durante años en los ciclos biogeoquímicos se rompe y los ecosistemas entran en una fase de cambio (Cerdà y Mataix-Solera, 2009).

Como consecuencia del incendio, el suelo sufre el impacto de diversos factores, como son el calor, la destrucción de parte de la fauna y microorganismos, la exposición directa a los agentes medioambientales al desaparecer la cubierta vegetal, la acumulación de cenizas y la modificación del microclima. El incendio, a través de estos factores, ejerce una acción traumática que modifica las propiedades del suelo en distinta medida según la frecuencia, tipo de fuego y situación edafológica particular de la zona.

Los daños causados por los incendios forestales por tanto no son solo económicos sino también ambientales. La destrucción de la vegetación por el fuego facilita los procesos erosivos con pérdida de suelo y perturbación del régimen hidrológico a modificarse las condiciones evapo-transpiratorias y los parámetros controladores de la escorrentía y de la infiltración. La disminución de la cubierta vegetal implica que la lluvia encuentre menos obstáculos en su trayectoria hacia el suelo, aumentando su energía cinética y, por consiguiente, su capacidad para destruir los agregados edáficos. La desarticulación de la estructura del suelo conlleva una disminución de la porosidad por la formación de costras, responsables en gran parte de la escasa eficacia de la infiltración de agua en el suelo y del aumento de la arroyada superficial (Cerdà, 1995). Por todo ello se puede concluir que la vegetación es considerada el factor más importante en el control de la escorrentía y la erosión (MOPT, 1992).

Otro efecto de los incendios relacionado directamente con las alteraciones de los parámetros de infiltración y escorrentía, es la formación de sustancias hidrofóbicas en el suelo derivadas de la descomposición de la materia orgánica cuya consecuencia es la reducción de la capacidad de infiltración del agua en el suelo (Pérez-Cabello *et al.*, 2011).

En la península ibérica se producen durante el verano la gran mayoría de los incendios forestales, en esta época la humedad del combustible es mínima y las temperaturas son elevadas. Durante el otoño las precipitaciones en forma torrencial son muy frecuentes, lo que facilita el hecho de sufrir procesos intensos de erosión, especialmente durante los dos primeros años tras el fuego. Lapso de tiempo en el cual no se desarrolla completamente una cobertura vegetal lo suficientemente extensa como para impedir dichos procesos y en el que serán arrastrados los elementos finos liberados de la destrucción por parte de los incendios de los complejos arcillo-húmicos (De las Heras *et al.*, 1993).

En ocasiones las zonas incendiadas no requieren actuación ninguna, pero en otros casos el fuego puede afectar notoriamente a propiedades edáficas como el pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio, materia orgánica, agregados, textura, densidad aparente, capacidad de retención de humedad, fertilidad química, hidrofobicidad, y alteraciones en la microbiología del suelo. El incendio en ocasiones puede degradar el suelo repercutiendo en el ciclo hidrológico (Almorox y Rafaelli, 2010).

1.4.1. MEDIDAS DE RESTAURACIÓN POST-INCENDIO

Tras un incendio, la pérdida de la cubierta vegetal causada por los efectos del fuego favorece la acción de los fenómenos erosivos originados fundamentalmente por el agua de escorrentía. Por tanto las medidas a adoptar con mayor urgencia son aquellas que permiten la restauración de la cubierta vegetal original y que contribuyen a disminuir pérdida del suelo.

La erosión hídrica en suelos afectados por incendios forestales, suele provocar pérdidas de suelo elevadas durante los primeros meses hasta que se produce la recuperación vegetal, después las pérdidas no se mantienen indefinidamente altas por efecto del fuego. Los incendios incrementan las pérdidas de suelo el primer año para en poco más de ocho años volver a valores anteriores a los incendios. En consecuencia, se hace obligada la actuación rápida en los primeros momentos después del incendio para evitar tasas de erosión catastróficas (Cerdà y Bodí, 2007).

De los estudios sobre los mecanismos de desprendimiento y transporte que intervienen en la erosión se deduce que las estrategias de conservación de los suelos pueden estar basadas en: el aumento de la cobertura para proteger el suelo del impacto de las gotas de agua, el aumento de la capacidad de infiltración para reducir la escorrentía, las medidas que favorezcan la estabilidad estructural, el incremento de la rugosidad superficial para favorecer la retención en pequeñas depresiones del relieve (Paz y Taobada, 2001).

Sin embargo, el hecho de que los efectos del fuego no sean generalizables, dificulta la selección de medidas para minimizar las consecuencias negativas tras un incendio. La diferente capacidad natural de respuesta del medio y las interacciones que se producen entre las variables ambientales y los parámetros específicos del fuego (intensidad, severidad) explican, en gran medida, la falta de uniformidad en relación con este último extremo y la necesidad de diseñar programas de gestión específicos para cada zona (Pérez-Cabello *et al.*, 2011).

Los tratamientos post-incendio están diseñados para reducir las pérdidas y degradación del suelo y limitar la generación de escorrentía. Básicamente existen dos clases de tratamientos: los efectuados en laderas, diseñados para reducir la escorrentía y la erosión en

ellas, limitando también la deposición de sedimentos en zonas no deseadas, y los llevados a cabo en cauces, con el objetivo de retener sedimentos, estabilizar las laderas y disminuir la energía de la corriente (Vega *et al.*, 2013). Los tratamientos con estas finalidades indicadas vienen descritos a continuación en la tabla 3.

La efectividad de estos métodos varía considerablemente de unas zonas a otras dependiendo de factores tales como el clima, el relieve, la vegetación, las propiedades del suelo, la severidad del fuego y el tipo de tratamiento y el tiempo de instalación del mismo (Robichaud *et al.*, 2005, 2010, 2013).

Clase de tratamiento	Tratamiento	Variantes
Tratamientos en ladera	Siembra	Forma de aplicación: manual, hidrosiembra
	Mulching	Materiales: paja, residuos forestales Forma de aplicación: manual, aérea
	Hidromulch	Forma de aplicación: desde tierra, desde aire
	Poliacrilamidas (PAM)	Composición Composición
	Fajinadas	Materiales: troncos, materiales vegetales, biorrollos
	Banquetas o albarradas	
	Mulching + siembra	
Tratamientos en cauces	Barreras transversales en cauces efímeros	Composición: balas de paja, troncos, piedras
	Estabilizadores del lecho	Composición: troncos, rocas, madera
	Reforzamiento de cauces con espichones y gaviones	
	Desviadores de caudal y obras de mantenimiento de la red de drenaje	Tipo de actuaciones

Tabla 3. Tipos principales de tratamientos de estabilización del suelo post-incendio. (Vega *et al.* 2013)

1.4.2. BARRERAS CONTRA LA EROSIÓN: FAJINAS

La medida de restauración post-incendio basada en fajinadas de troncos (fig. 12) implica el derribo de arbolado quemado, su desrame, y la utilización de sus troncos para ser dispuestos en el suelo, siguiendo curvas de nivel, con objeto de proporcionar una barrera mecánica transversal a la línea de máxima pendiente, que sirva de pequeña presa donde se depositen los sedimentos desplazados por la escorrentía, disminuyendo así su movimiento y

promoviendo la infiltración. Se disminuye así mismo la energía cinética del agua superficial y se aumenta la rugosidad hidráulica del terreno a la par que se reduce la sedimentación de materiales aguas abajo (Robichaud, 2005).

Su capacidad de almacenar sedimentos depende de la pendiente, del diseño, tamaño y longitud de los troncos empleados, la separación entre ellos y el grado de contacto con el suelo de estas barreras. Si no están bien diseñadas e instaladas pueden concentrar la escorrentía, causando daños que podrían ser mayores que en ausencia del tratamiento (Vega *et al.*, 2013).



Fig. 12. Fajina realizada en la zona de calizas sur del estudio.

La aplicación de esta medida post-incendio se da en ladera que cumplen simultáneamente los siguientes requisitos:

- Riesgo de precipitación intensa en otoño.
- Suelo/litología susceptible a la erosión hídrica.
- Antes del incendio las zonas presentaban menos de un 30-40% de la superficie cubierta por plantas rebrotadoras.
- El incendio ha afectado al suelo y a 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).
- Pendiente mayor del 15%.

También es prioritaria en zonas en 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 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. (Alloza *et al.*, 2013).

En todos los casos es muy importante que el sellado del material junto con el suelo sea adecuado, de manera que no queden huecos, ya que en caso contrario disminuyen su efectividad. En el caso de los troncos talados, si se ponen varios, también hay que prestar especial atención a que haya un sellado adecuado entre los diversos troncos.

Es conveniente instalar las barreras en la ladera al tresbolillo, de manera que todos los huecos queden cubiertos, pero poniendo especial interés en los puntos más sensibles a discontinuidades del terreno que concentren escorrentía, con problemas asociados a pistas forestales, con síntomas previos de erosión... El objetivo de su instalación en niveles escalonados es evitar los flujos laminares de manera que produzcan una irrupción en los mismos (Badía *et al.*, 2015).

La efectividad de una barrera depende de la cantidad de sedimentos que puede llegar a almacenar, y disminuyendo ésta conforme se va colmatando. Algunos autores indican que solamente es efectiva en las primeras precipitaciones y en aquellas que son de baja intensidad, no presentando ningún beneficio cuando las precipitaciones son de alta intensidad (Robichaud *et al.*, 2010).

Objetivos

3. OBJETIVOS

Tras un incendio forestal y la consecuente pérdida de la cubierta vegetal que protegía el suelo, nos planteamos si la construcción de fajinas con los restos de troncos parcialmente quemados puede minimizar la pérdida de suelo por erosión hídrica.

Por ello, los objetivos que se pretenden conseguir con este trabajo son:

1. Cuantificar la efectividad de las fajinas como método de control de la erosión post-incendio mediante la recogida de sedimentos y seguimiento de la erosión hídrica a lo largo de los años siguientes a su instalación (2012 y 2013).
2. Evaluar la influencia del tipo de suelo (calizo y yesoso) y la orientación de la ladera (norte y sur) en los procesos erosivos (tasa de erosión y de escorrentía) que tuvieron lugar en las zonas de estudio
3. Valorar cómo evolucionan con el tiempo las coberturas del suelo (vegetación, pedregosidad, suelo desnudo, fajina) y cómo afectan a las tasas de erosión.
4. Relacionar las propiedades anteriormente citadas con los parámetros climáticos I_{30} y precipitación en cada evento de lluvia estudiado.

Área de estudio

3.1 DESCRIPCIÓN DEL INCENDIO

El incendio que da lugar al presente trabajo comenzó el 18 de agosto de 2009 siendo detectado a las 13.05 h por un vigilante fijo. Supuestamente las causas del mismo fueron unas maniobras militares producidas dentro del campo militar conocido como Puig Amarillo. Dicho incendio afectó a las localidades de Remolinos, Pradilla de Ebro, Tauste, Torres de Berrellén y Zaragoza acabando con 2.300 ha fuera del recinto militar.

La superficie total afectada por este siniestro fue de 6.459,16 ha entre las que se encontraron zonas tanto forestales como no forestales, como se puede observar a continuación en la tabla 4.

SUPERFICIE AFECTADA

FORESTAL	
Vegetación leñosa	4.514,9
Arbolada	2.696,21
No arbolada	1.818,69
Vegetación herbácea	1.944,26
Total forestal	6.459,16
SUPERFICIES NO FORESTALES	518,5

Tabla 4. Hectáreas de superficie afectada por el incendio de 2009 de San Gregorio (Fuente: Informe del incendio de San Gregorio, Sección de Incendios y Gestión Forestal, DGA)

La zona afectada por el incendio, situada en el Valle Medio del Ebro, se encontraba sumergida en plena situación de advección sur, de manera que las temperaturas ascendieron durante ese día hasta temperaturas de 37°C e incluso algo más (tabla 5).

Las condiciones anteriores se vieron agravadas debido a la baja pluviometría que ese año se produjo en primavera y a la sequía acumulada durante el verano. Por todo ello, el fuego se encontró con combustibles que presentaban una alta disponibilidad para arder, con muy bajo contenido de humedad, y con unas temperaturas y viento que favorecieron la propagación del incendio.

El fuego, que comenzó en una zona que presenta una topografía ligeramente ondulada con vaguadas no demasiado pronunciadas, fue avanzando hacia zonas de relieve más escarpado, con laderas de fuerte pendiente que acaban desembocando en planicies para luego descender de nuevo hacia campos de labor (fig. 13)

Fecha	Hora	Tª Media	HR Media	VV Media
18/08/2017	14:00	37,1	14,3	2,3
18/08/2017	14:30	37,6	14,7	2,6
18/08/2017	15:00	36,8	16,6	3,1
18/08/2017	15:30	36,9	17,4	3,3
18/08/2017	16:00	36,9	14,8	3,9
18/08/2017	16:30	36,9	13,8	4,6
18/08/2017	17:00	36,7	15,4	4,1
18/08/2017	17:30	34,9	19	4,0
18/08/2017	18:00	34,0	20,3	4,5
18/08/2017	18:30	33,0	24,7	4,1
18/08/2017	19:00	32,3	25,9	3,7
18/08/2017	19:30	32,1	24,0	6,0
18/08/2017	20:00	32,7	21,0	6,3
18/08/2017	20:30	31,6	22,6	6,5
18/08/2017	21:00	31,1	23,3	6,6

Tabla 5. Temperatura media (°C), humedad relativa media (%) y velocidad del viento media (m/s) horas después de producirse el incendio (Fuente: Oficina del regante. Estación de Tauste).

Las temperaturas, la humedad relativa y el aumento del viento a lo largo del día que llegó a superar los 6 m/s (tabla 5) y que soplaba de componente SE junto con el combustible que se iba encontrando el incendio a su paso, provocaron una alta intensidad del fuego y una propagación de corte convectivo que dio lugar a un fuego de superficie y de copas.



Fig. 13. Imágenes del incendio de San Gregorio al inicio del mismo (izquierda) y en su avance al alcanzar los campos de labor de la localidad de Tauste (derecha). Fotografías procedentes de la Sección de Gestión de Incendios de la DGA.

Los principales combustibles para este incendio fueron las especies vegetales de la zona, entre las que nos encontramos con pastos de *Brachypodium retusum* Beauv., matorrales tales como romero (*Rosmarinus officinalis* L.), aliaga (*Genista scorpius* L.), tomillo (*Thymus vulgaris* L.) o enebro (*Juniperus oxycedrus* L.), pequeños bosquetes de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) y coscoja (*Quercus coccifera* L.), además de los restos de paja de campos de cultivos herbáceos de secano.

Gracias a las labores de extinción del incendio en el que se emplearon una gran cantidad de medios de todo tipo, siendo en algunas zonas imprescindibles la presencia de medios aéreos ininterrumpidamente, el incendio fue controlado al tercer día después de haberse iniciado y se consideró extinguido en las últimas horas del día 23 de agosto de 2009.

3.2 SITUACIÓN GEOGRÁFICA

El área de estudio se encuentra localizada en los Montes de Castejón de Valdejasa, situados alrededor de 30 km al noreste de la ciudad de Zaragoza, en la cuenca semiárida del Ebro, entre las localidades de Tauste, Remolinos y Castejón de Valdejasa (fig.14). Se trata de una zona asolada por el incendio descrito anteriormente que terminó con 6.459 ha de zona forestal. Este incendio se localiza muy próximo a otro sucedido en los mismos montes el 23 de Junio de 1994 y que afectó a 3.100 ha arboladas y 750 ha agrícolas (Rodríguez *et al.*, 2000)

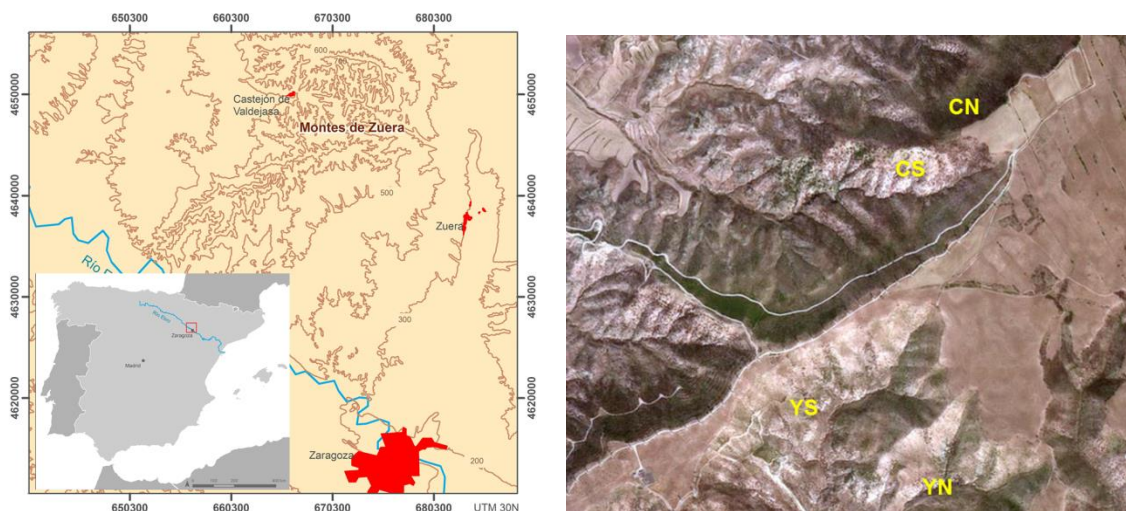


Fig. 14. Emplazamiento de la zona de estudio y localización de las zonas de muestreo en los Montes de Castejón de Valdejasa.

Nos encontramos con una zona topográfica alomada, con una altitud entre 500 y 750 metros, con divisorias de aguas poco pronunciadas orientadas en dirección N-NO a S-SE,

separadas por fondos de valles que generalmente se encuentran cultivadas. Podemos encontrarnos con empinadas pendientes del 50 % y la longitud de las laderas suele oscilar aproximadamente entre 200 y 300 metros.

En esta zona se distinguen dos sectores topográficos separados por una divisoria de aguas situada en la zona conocida como "Vértice San Esteban", que es el punto de mayor altitud de todo el entorno y que separa las cuencas de los ríos Gállego y Arba.

		COORDENADAS	ORIENTACIÓN	MATERIAL
CS	1	41° 53' 38,7" N / 001° 5' 26,3" W	Sur	Calizas
	1C	41° 53' 30,8" N / 001° 5' 19,5" W	Sur	Calizas
	2	41° 53' 38,7" N / 001° 5' 26,7" W	Sur	Calizas
	2C	41° 53' 38,5" N / 001° 5' 26,4" W	Sur	Calizas
	3	41° 53' 38,3" N / 001° 5' 27,2" W	Sur	Calizas
	3C	41° 53' 38,4" N / 001° 5' 27,3" W	Sur	Calizas
CN	4	41° 53' 44,7" N / 001° 5' 14,0" W	Norte	Calizas
	4C	41° 53' 45,1" N / 001° 5' 17,5" W	Norte	Calizas
	5	41° 53' 44,9" N / 001° 5' 17,7" W	Norte	Calizas
	5C	41° 53' 44,9" N / 001° 5' 17,8" W	Norte	Calizas
	6	41° 53' 44,5" N / 001° 5' 18,5" W	Norte	Calizas
	6C	41° 53' 44,5" N / 001° 5' 18,3" W	Norte	Calizas
YS	7	41° 53' 19,7" N / 001° 5' 08,3" W	Sur	Yesos
	7C	41° 53' 19,8" N / 001° 5' 08,1" W	Sur	Yesos
	8	41° 53' 20,1" N / 001° 5' 07,9" W	Sur	Yesos
	8C	41° 53' 20,1" N / 001° 5' 08,0" W	Sur	Yesos
	9	41° 53' 21" N / 001° 5' 07,7" W	Sur	Yesos
	9C	41° 53' 21,1" N / 001° 5' 07,7" W	Sur	Yesos
YN	10	41° 53' 14,0" N / 001° 7' 00,2" W	Norte	Yesos
	10C	41° 53' 13,9" N / 001° 7' 00,1" W	Norte	Yesos
	11	41° 53' 13,7" N / 001° 6' 59,7" W	Norte	Yesos
	11C	41° 53' 13,8" N / 001° 6' 59,5" W	Norte	Yesos
	12	41° 53' 13,6" N / 001° 6' 58,3" W	Norte	Yesos
	12C	41° 53' 13,3" N / 001° 6' 58,0" W	Norte	Yesos

Tabla 6. Coordenadas geográficas de los puntos muestreados, en parcelas con fajinas y en parcelas control (C)

Cabe destacar que los montes de Castejón de Valdejasa se incluyen dentro de la declaración de la Red Natura 2000, al pertenecer a la zona ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) ES0000293 y a la zona LIC (Lugar de Interés Comunitario) de los montes de Zuera ES2430078. El objetivo de dicha Red es garantizar el mantenimiento o en su caso el restablecimiento en un estado de conservación favorable, de los tipos de hábitats naturales y de las especies de la fauna y de la flora silvestres de interés comunitario en la Unión Europea.

Como zona experimental para realizar el estudio se han seleccionado dos orientaciones (norte y sur) diferentes a la par que dos tipos de suelo distintos, desarrollados sobre calizas (C) y sobre yesos (Y). Los puntos muestreados correspondientes a las parcelas experimentales y a las de control se localizaron en las coordenadas indicadas en la tabla 6.

3.3 CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS

El clima del valle del Ebro, teniendo en cuenta los valores climáticos normales para esta área, se considera según la clasificación de Thornthwaite (1948), de tipo Mesotérmico Semiárido y, en función de la clasificación de Papadakis (1966), de tipo Mediterráneo continental templado (Desir, 2001).

Los datos de temperatura y precipitación media indicados a continuación corresponden a la estación climática de Zuera El Vedado, situada en las coordenadas 0,76 longitud Oeste y 41,87 latitud Norte, a alrededor de 261 m de altitud sobre el nivel del mar.

Los datos climáticos empleados para la realización del proyecto están tomados del Sistema de Información Agroclimática para el Regadío (SIAR) correspondiente a la estación de Tauste, concretamente situada en el paraje Val de Manzana a 361 m del nivel del mar y cuyas coordenadas son:

UTM X: 653808

UTM Y: 4651470

Para la realización de medias se ha empleado la estación de Zuera y no la de Tauste al presentar la primera mayor número de años de recogida de datos, ya que la estación de Tauste tan solo se encuentra activa desde el 2005.

Como se puede observar en la tabla 7, las temperaturas muestran que el mes más frío es enero, seguido por diciembre y febrero, mientras que los más calurosos son julio y agosto. La temperatura media anual se sitúa en 13,9 °C.

	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	Anual
Precipitación (mm)	29,0	23,9	27,3	44,0	53,6	39,5	18,8	22,9	35,7	42,1	41,2	31,2	409,1
Temperatura (°C)	5,6	7,1	9,6	11,6	15,8	20,0	23,7	23,3	19,8	14,6	9,1	6,0	13,9

Tabla 7. Temperaturas y precipitaciones medias mensuales en la serie de años 1966-2002

El rasgo principal del clima es la presencia de dos máximos pluviométricos, que como podemos ver se dan en primavera en los meses de abril y mayo y en otoño, en los meses de octubre y noviembre, y la presencia de prolongados periodos de sequía. Estas características vienen marcadas por la presencia de una estación seca coincidente con el periodo cálido, ya que como podemos ver, los meses más secos suelen ser julio y agosto. La precipitación media anual se encuentra en 409,1 mm/año.

Si nos fijamos en el diagrama ombrotérmico (fig.15), se observa que la precipitación es superior a la temperatura la mayor parte del año a excepción de principios de junio a principios de octubre, lo que es claro indicativo de un déficit hídrico durante los meses de verano.

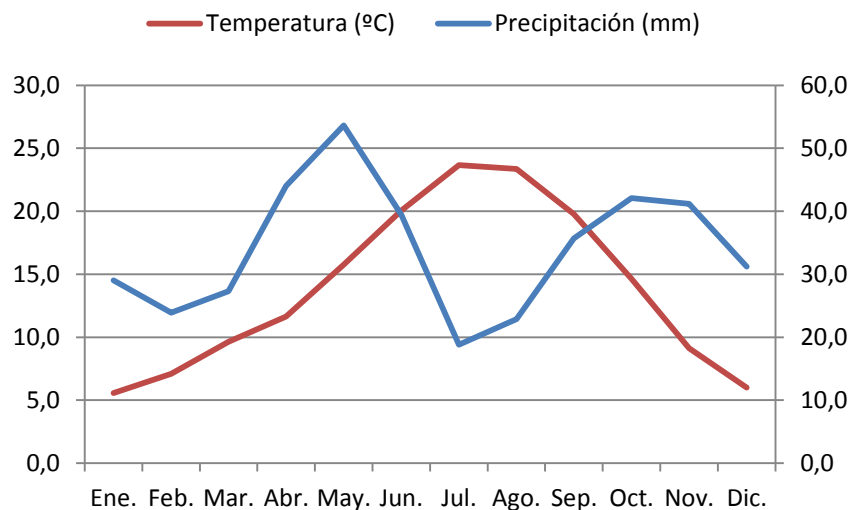


Fig.15. Diagrama ombrotérmico correspondiente a la estación climática de Zuera

En la zona de estudio es necesario dar la importancia que se merece al viento, ya que este puede llegar a convertirse en un factor limitante en la pervivencia de algunas especies vegetales. La presencia del viento en la zona de estudio se da en un 88% de los días, frente a un 11% de días calmados.

La rosa de viento anual de frecuencias medias se adapta al sentido natural del cauce del río Ebro con un predominio del viento dirección WNW llamado Cierzo, característico por su sequedad. Este viento debe su flujo al gradiente de presión existente entre el cantábrico y el

mediterráneo y se trata de un viento fuerte, frío y seco, que va acompañado de cielos despejados y no aporta apenas lluvia a la depresión del Ebro.

Como dirección secundaria, mucho menos habitual que la del Cierzo, son los rumbos E y ESE, situaciones del llamado bochorno. Se trata de un viento suave, de escasa velocidad, opuesto al cierzo y proveniente del Mediterráneo.

3.4 CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS

En la formación de los suelos intervienen el clima, la litología, la geomorfología, los organismos vivos y el tiempo. La gran aridez a la que se ven sometidos los suelos del área de estudio provoca que aparezcan suelos poco desarrollados, con un bajo contenido en materia orgánica. Bajo un clima árido, la litología ejerce un papel muy influyente sobre la evolución del suelo y sus propiedades físico-químicas (León, 2014).

Originados por la erosión del agua en el Mioceno, los Montes de Castejón son relieves alomados que han dado lugar a depósitos aluviales cuaternarios, correspondientes a las terrazas fluviales del río Gállego y Arba. En la sección de Esteban, la conformación de este intervalo corresponde a calizas bioclásticas bioturbadas que alternan con margas y lutitas, afectadas por la karstificación (Arenas *et al.*, 1999).

En las partes superiores de las laderas a 500-750 m de altura, podemos encontrar un perfil plano compuesto de litofacies de carbonato mientras que en las partes inferiores de las laderas nos encontramos con litofacies evaporíticas (Badía *et al.*, 2015). Las facies de carbonato incluyen calizas masivas, laminadas y bioturbadas que se presentan en grosores desde un centímetro hasta un metro, con un delgado intercalado de margas. Las facies evaporíticas sin embargo, consisten en yeso laminar y nodular que presenta una textura de alabastrina, también con margas intercaladas (Badía *et al.*, 2013).

Entre los epipedones de la zona domina el ócrico como se ha indicado antes, debido a la aridez del clima y la baja cantidad de materia orgánica. Respecto a los endopedones, existe una mayor diversidad, siendo frecuente el "gípsico" sobre materiales yesosos y el cálcico en materiales carbonatados. Estos se dan en aquellos casos en los que se ha producido un desplazamiento de yeso o de cal respectivamente, lo que exige cierto tiempo y condiciones favorables (Arenas *et al.*, 1999)

Un interés especial merecen los suelos desarrollados sobre materiales yesíferos. Los suelos con yesos son importantes tanto por su singularidad como por su extensión, alrededor de 7 millones de hectáreas a nivel mundial (Boyadjeviev, 1974). En la depresión del Ebro, la superficie ocupada por este tipo de suelos asciende a un 7,2% del total (Aznar *et al.*, 2014).

Según el sistema WRB (IUSS, 2014), los suelos de nuestra área de estudio desarrollados sobre sustratos calizos se clasifican como Regosoles calcáreos y Phaeozems rendzicos, mientras que sobre sustratos yesosos se clasifican principalmente como Gypsisoles háplicos (hipergypsicos) (Badía *et al.*, 2015).

3.5 VEGETACIÓN

Todos los bosques pueden arder independientemente de la especie dominante, de la forma de propiedad o de la gestión selvícola que se aplique en ellos. Algunas especies por su carácter pirofítico, por el cortejo de matorrales que las acompañan, por la conflictividad social que las acompañan y por factores climáticos en las zonas que habitan se han mostrado especialmente propensas a quemarse desde que existe información (Prieto, 1995).

Así ocurre con los montes de Castejón de Valdejasa, pues sufren la presencia del fuego desde hace siglos, siendo en algunos casos de origen antrópico y aprovechándose tal circunstancia para la roturación de terrenos hasta principios del siglo XX de manera que la vegetación de la zona se encuentra adaptada a los regímenes de incendios (Aznar, 2017).

Si tomamos como referencia el Mapa de Series de Vegetación de España (Rivas, 1987), el área de estudio se encuentra enclavada dentro de la Región Mediterránea, puesto que las series de vegetación predominantes a las que pertenece la zona de actuación se corresponden con el piso mesomediterráneo medio con un ombroclima semiárido.

El piso mesomediterráneo es el de mayor extensión territorial de la Península Ibérica. Se caracteriza por presentar el termoclina entre los 13 y los 17°C de temperatura media anual, inviernos más acusados con una media por debajo de los 4°C (variante fresca o templada fresca), y heladas que pueden acaecer estadísticamente durante 5 o 6 meses al año.

Atendiendo a las Series de regresión de D. Luis Ceballos de 1941, el nivel máximo de madurez que se puede alcanzar en estas zonas se correspondería con la etapa de los pinares, presentando masas naturales de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) acompañado de matorral invasor heliófilo (*Pistacia lentiscus* L., *Rosmarinus officinalis* L. y *Quercus coccifera* L.) y matorral colonizador (*Cistus albidus* L. y *Cistus clusii* L.).

El pino carrasco (fig. 16), especie principal de las masas forestales arboladas de estos montes, está muy adaptado al fuego, es una especie heliófita, termófila y xerófita, adaptada a la sequía, siendo el árbol más representativo de las zonas semiáridas mediterráneas, llegando a soportar 250 mm de precipitación anual y periodos secos.

Cabe destacar que el pino carrasco ha desarrollado estrategias para adaptarse al fuego (fructificación precoz, retraso de la diseminación y presencia de conos serótimos), que son efectivas si el tiempo transcurrido entre dos fuegos consecutivos es mayor que el necesario

para que el pino fructifique, y si se dan buenas condiciones climáticas durante los dos años siguientes al incendio. Es una especie que se regenera a partir de las semillas que se dispersan al abrirse las piñas por efecto de la temperatura. La liberación masiva y sincronizada de semillas, tras el incendio, va encaminada a asegurar el relevo de la población. Es una especie que presenta habitualmente una buena regeneración tras un incendio, aunque el rango puede ser muy variable al estar influenciado por diversas variables (Casado, 2010).



Fig 16. *Pinus halepensis* (Mill.) en la zona de estudio. A la izquierda, ejemplares antiguos de esta especie que soportaron el incendio. A la derecha, nueva planta de pino carrasco que ha germinado tras el incendio.

Junto con el *Pinus halepensis* Mill. encontramos otras especies arbóreas como el quejigo (*Quercus faginea* Lam.) y de manera aislada grandes ejemplares de encina (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* Lam.) en campos de labor y arces (*Acer monspessulanum*) en zonas con mayor humedad (Gracia, 2005).

En la zona también encontramos una gran variedad de especies arbustivas y matorrales como la coscoja (*Quercus coccifera* L.), planta de gran interés cinegético que resalta por su aptitud para vivir en terrenos de gran pobreza, especialmente yesos, donde forma una maraña muy tupida protegiendo así el suelo, el enebro (*Juniperus oxycedrus* L.), la aliaga (*Genista scorpius* L.) o plantas aromáticas como el tomillo (*Thymus vulgaris* L.) y el romero (*Rosmarinus officinalis* L.).

Bajo el arbolado nos encontramos con la gayuba (*Arctostaphylos uva-ursi* L.), que se presenta tapizando las paredes de los barrancos y realizando de esta manera una importante función anti-erosiva. Acompañando a la gayuba encontramos otras plantas características de este hábitat como son el albardín (*Lygeum spartum* L.), las gipsófilas asnallo (*Ononis tridentata* L.), y *Lepidium subulatum* L. o pastos de lastón (*Brachypodium retusum* Beauv.).

Como se ha indicado anteriormente, gran parte de la zona afectada por el incendio pertenece a la Red Natura 2000. Tal y como se recoge en la descripción de este espacio y que ya ha sido citado, las vertientes están cubiertas mayoritariamente de pino carrasco mientras que las zonas más bajas aparecen cubiertas con matorral subserial sobre yesos, o bien destinadas al cultivo. Cabe destacar la presencia localizada de cantiles de yesos y margas en los barrancos y en la zona de contacto con la ribera del Ebro.

Alrededor del 73% de la superficie total afectada por el incendio se encontraba poblada por pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) con sotobosque de coscoja (*Quercus coccifera* L.) especie arbustiva predominante, lo que ha provocado un desastre natural en el pinar (fig. 17) que tardará muchos años en volver a recuperarse.



Fig.17. Zona de estudio denominada Calizas Sur (CS).

Material y métodos

3.1 DESCRIPCIÓN DEL DISEÑO EXPERIMENTAL

Para poder determinar la efectividad de las fajinas en la erosión que se produjo tras el incendio provocado en los Montes de Castejón, se procedió a la determinación de varios puntos de muestreo en el invierno del 2011. Así, las parcelas de estudio se dispusieron en dos tipos de suelo distinto (calcáreo y yesoso) y en dos orientaciones también diferentes (norte y sur). Todas ellas se localizaron en fuertes pendientes, con un grado de inclinación del 50 al 55%.

En cada zona se contó con tres repeticiones que constaban de una parcela de control y de una parcela con fajina como se muestra en la figura 18.

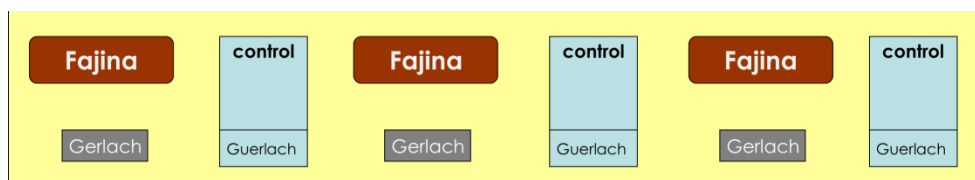


Fig. 18. Diseño de las zonas de muestreo

Por lo tanto, en cada zona se tenían parcelas de control en las que no existía ningún tratamiento para evitar la erosión, presentando únicamente la vegetación autóctona que evolucionó por sí misma durante el periodo de estudio. Dichas parcelas nos sirvieron como testigo a la hora de comparar la evolución que se presentó en las parcelas con fajinas y se denominaron con los números del 1 al 12 seguidos de la letra C correspondiente a “control” (tabla 8).

		PARCELAS CONTROL		PARCELAS CON FAJINA	
		TIPO DE SUELO			
		CALIZO	YESOSO	CALIZO	YESOSO
ORIENTACIÓN	SUR	1C, 2C, 3C	7C, 8C, 9C	1, 2, 3	7, 8, 9
	NORTE	4C, 5C, 6C	10C, 11C, 12C	4, 5, 6	10, 11, 12

Tabla 8. Denominación de las parcelas según orientación y tipo de suelo.

Al lado de cada una de las parcelas de control, se determinaron las parcelas experimentales en las que se encontraba el elemento limitante de la erosión que en nuestro caso eran las fajinas construidas con las ramas y troncos procedentes del incendio y que contaban con una anchura de entre 0,5 y 1 metro. Dichas parcelas experimentales se numeraron del 1 al 12 como muestra la tabla 8.

Tanto las parcelas de control como las parcelas experimentales presentaron unas dimensiones de 1 metro de ancho por 2 metros de largo, si bien la zona de erosión controlada fue de 1 m² debido a la anchura de las trampas de sedimentos (fig.19). En la parte superior de cada una de ellas se situó una lámina metálica de manera que el sedimento recogido se debiera únicamente a la erosión provocada por la escorrentía de esa zona concreta. En la parte inferior de la parcelas se posicionó una caja Gerlach o trampa de sedimentos (de dimensiones de 50 x 16 x 16 cm) donde se acumulaban los sedimentos y en ocasiones el agua de escorrentía (Badía y Martí, 1994a, b). Después de cada fenómeno lluvioso se procedía a recoger todo lo acumulado en los Gerlach y se llevaba al laboratorio para proceder a su cuantificación y análisis. Así pues, en laboratorio se cuantificaban los sedimentos y el agua de escorrentía (en caso de que hubiera) y se procedía a la determinación del pH y de la conductividad eléctrica de esta última.

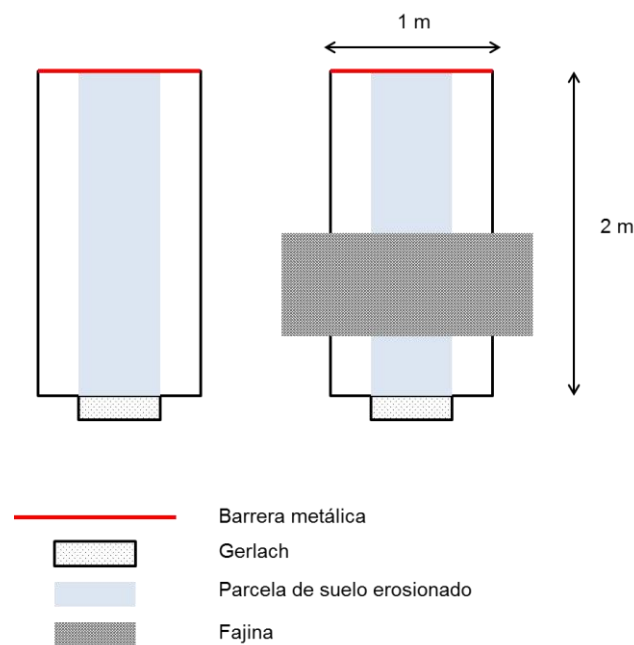


Fig. 19. Diseño de cada una de las parcelas experimentales y de control

Así pues, el diseño experimental llevado a cabo consiste en comparar 3 zonas con fajinas con 3 zonas de control (sin fajinas), así como dos orientaciones distintas (norte y sur) y dos tipos diferentes de suelos (calizo y yesoso). De manera que el diseño experimental incluye:

Tratamientos (2) x Orientación (2) x Tipo de suelo (2) x repeticiones (3)

Además de las muestras tomadas en cada una de las 24 parcelas del ensayo tras cada fenómeno lluvioso, se procedió a la extracción de dos muestras de suelo de cada una de las parcelas experimentales con su correspondiente parcela de control para el análisis de las propiedades físicas y químicas indicadas a continuación:

- Densidad aparente
- Densidad real
- Porosidad
- Estabilidad estructural de los agregados
- Conductividad eléctrica
- Carbonato equivalente
- Materia orgánica
- Yeso
- Humedad
- Elementos gruesos

También se tomaron medidas de impedancia mecánica y resistencia a la cizalladura de cada una de las parcelas experimentales y de control y de velocidad de infiltración de las cuatro zonas de estudio (calizas norte, calizas sur, yesos norte y yesos sur).

Cada tres meses se realizaban medidas de la evolución de la cubierta vegetal mediante la determinación con una malla metálica cuadrículada (10 x 10 cm y 1 m² de tamaño) que se situaba sobre la superficie del suelo de las parcelas experimentales y de control (*point quadrat method*). La malla constaba de 100 puntos en los que en cada medida se determinaba si bajo los mismos encontrábamos material vegetal vivo, material vegetal muerto (madera de las fajinas o vegetación anual muerta), suelo desnudo o pedregosidad.

3.2 DESCRIPCIÓN DE LOS MÉTODOS

Como se ha indicado con anterioridad, tras cada uno de los fenómenos lluviosos se procedía a cuantificar la cantidad de sedimentos y de escorrentía acumulados en los Gerlach (fig.20). En primer lugar se medía la cantidad de agua existente en cada trampa de sedimentos obteniéndola mediante una jeringuilla y cuantificándola con una probeta de capacidad de 500 ml que era transportada al campo. Posteriormente se procedía a tomar una muestra de la escorrentía y se llevaba a laboratorio donde se determinaba la conductividad eléctrica y el pH de la misma. Cabe destacar que no siempre se encontraba líquido dentro de los Gerlach ya que al llegar a tomar las muestras la escorrentía se había evaporado.

La conductividad eléctrica de la muestra era medida con un conductímetro, mientras que el pH era medido con un pH-metro, sensor que se basa en el método electroquímico, es decir, se trata de un aparato que mide el potencial que se desarrolla a través de una fina membrana de vidrio que separa dos soluciones con diferente concentración de protones (fig. 21).

Tras la toma de la escorrentía, con la ayuda de una cuchara se obtenían los sedimentos que eran llevados a laboratorio para su cuantificación por gravimetría. Es decir, se procedía al

pesado de los sedimentos recogidos en una báscula de precisión. Posteriormente, eran introducidos en una estufa durante 24 horas o hasta obtener un peso constante, donde a una temperatura de 50°C (temperatura elegida debida a la presencia de yesos en las muestras, pues a temperaturas más altas se deshidratan lentamente) se evaporaba toda el agua que pudieran poseer y después se volvía a cuantificar la cantidad de sedimentos en la báscula de precisión (fig.22). De esta manera obteníamos la cuantía de sedimentos en cada una de las parcelas estudio tras cada proceso erosivo.

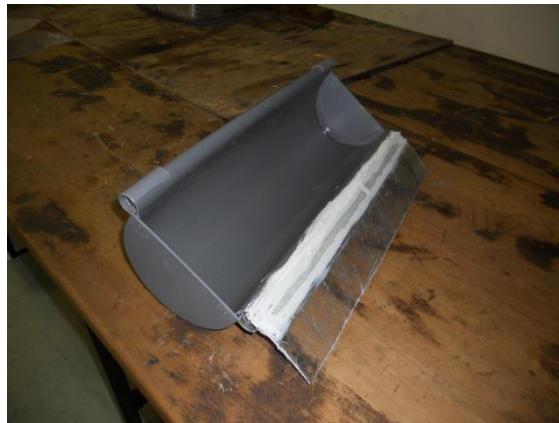


Fig. 20. Trampa de sedimentos o caja Gerlach.

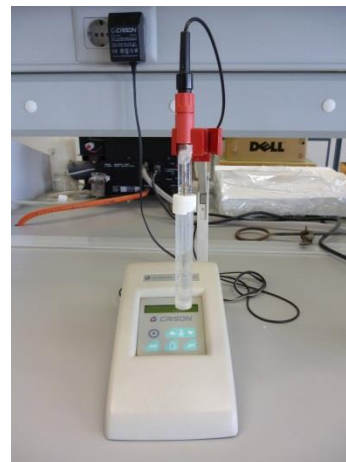


Fig. 21. De izquierda a derecha, conductímetro y pH-metro de la EPSH empleados en la determinación de la conductividad eléctrica y del pH de las muestras.

Como se ha explicado en el método experimental, se procedió a la toma de dos muestras de cada una de las parcelas experimentales con su correspondiente parcela de control para la realización del análisis de las propiedades físicas y químicas del suelo. Para ello se emplearon cilindros metálicos de un tamaño de 8 cm de alto por 9,4 cm de diámetro, obteniendo así muestras de suelo inalteradas (fig. 23)



Fig.22. Estufa empleada para la cuantificación de sedimentos



Fig.23. Cilindros metálicos empleados para la toma de muestras

3.2.1 CONTENIDO DE HUMEDAD

La obtención del contenido de humedad del suelo es fundamental para la caracterización hidrodinámica del mismo. Se realiza mediante gravimetría, calentando las muestras de suelo a 105°C hasta obtener un peso constante de las mismas. En el caso de suelos con contenidos de yeso, la temperatura a la que se debe calentar no debe superar los 50°C ya que estos materiales se deshidratan lentamente a la temperatura de 105°C.

Para realizarla, tras tarar un platito de aluminio, se coloca en él una muestra del suelo recién tomada de unos 50-100 g. Se introduce en la estufa durante 24 horas o hasta obtener un peso constante a 105°C o a 50°C según si contiene o no materiales yesosos. Tras esto, se deja la muestra enfriar y se procede a su pesado antes de que produzca su rehidratación.

El resultado, expresado en porcentaje respecto al peso de suelo seco (%_{p/p}) se obtiene mediante la siguiente expresión:

$$\% \text{ Humedad} = \frac{(P-P')}{P} \times 100$$

Donde:

P: Peso del suelo húmedo, en gramos.

P': Peso del suelo seco a 50°C, en gramos.

3.2.2 ELEMENTOS GRUESOS

Gracias al porcentaje de elementos gruesos podemos suponer la protección que esos suelos presentan en superficie frente a la erosión. Además, se trata de una propiedad que afecta de manera considerable a las propiedades hídricas del perfil del suelo.

Tras tener la tierra seca, se pesa. A continuación, con la ayuda de un rodillo de madera o goma, se deshacen los agregados y se pasa por una criba de 2 mm de malla para tamizarla (fig.24). De esa manera, se logrará la separación de la tierra fina de los elementos gruesos y se procederá a pesar ambas fracciones.



Fig. 24. Rodillo y cedazo de 2 mm de malla.

El porcentaje de elementos gruesos se obtendrá mediante la fórmula siguiente:

$$\% \text{ Humedad} = \frac{P'}{P} \times 100$$

Siendo:

P': Peso de los elementos gruesos

P: Peso total de la tierra seca, siendo este la suma del peso de la tierra fina y de los elementos gruesos.

Finalmente, los elementos gruesos, en función de los resultados obtenidos, se clasificarán según la tabla 9:

Cantidad	% Elementos gruesos
Inexistentes	0
Muy pocos	0-2
Pocos	2-5
Frecuentes	5-15
Muy frecuentes	15-40
Abundantes	40-80
Muy abundantes	>80

Tabla 9. Clasificación del porcentaje en volumen de elementos gruesos

3.2.3 DENSIDAD APARENTE

Este método se basa en la relación entre la masa y el volumen de una muestra inalterada del suelo fuente de estudio. Tras la toma de la muestra se introducirá en la estufa para proceder a su secado, durante 24 horas a 105°C en los suelos sin yeso y a 50°C en el caso de estos últimos. Finalmente calcularemos la densidad en g.cm^{-3} mediante la siguiente expresión.

$$\rho_a = \frac{P}{V}$$

Donde:

P = Peso seco de la muestra inalterada

V = Volumen del cilindro

3.2.4 DENSIDAD REAL

La determinación de la densidad real (D_r) se establece mediante un picnómetro o un matraz aforado de gran precisión. Consiste en evaluar la densidad de las partículas sólidas del suelo midiendo el volumen de líquido que desplazan. Es expresada como la relación de la masa total de las partículas sólidas respecto al volumen ocupado por los poros entre las partículas.

Para calcularla se pesan 50 g de tierra triturada y seca previamente en la estufa. Se introducen en un picnómetro de 100 ml previamente tarado y se pesa el conjunto. A continuación se llena la mitad del matraz aforado con agua y se conecta a una bomba de vacío, durante unos minutos, para facilitar la eliminación del aire que queda retenido entre los poros del suelo (fig.25). Posteriormente se acaba de enrasar el matraz aforado con una jeringuilla y se pesa. También se pesa el matraz aforado lleno de agua. Como tenemos suelos yesosos, en sus medidas se ha sustituido el agua por etanol para evitar la disolución del yeso.



Fig. 25. Matrices aforados con tierra y etanol (derecha). Matriz aforado conectado a una bomba de vacío (izquierda)

A continuación calculamos la densidad real en función de la siguiente expresión.

$$Dr = \left(\frac{P1 - T}{(P1 - T) - (P3 - P2)} \right) * dw$$

Donde:

P1 = Peso del matraz aforado + suelo

P2 = Peso del matraz aforado + agua

P3 = Peso del picnómetro + suelo + agua

T = Tara del picnómetro

Dw = densidad del agua (1 g cm⁻³)

La densidad real se expresa al igual que la densidad aparente, en g cm⁻³ o en Kg m⁻³. En suelos minerales la Dr oscila entre 2.600 y 2.700 Kg m⁻³, mientras que en suelos muy orgánicos varía entre 1.400 y 2.000 Kg m⁻³.

3.2.5 POROSIDAD

Se trata del volumen del suelo ocupado por los poros (suele variar entre el 40-60%). Se puede calcular a partir de la densidad real (Dr) y la densidad aparente (Da) mediante la siguiente expresión:

$$\text{Porosidad (\%)} = \left(\frac{D_r - D_a}{D_r} \right) * 100$$

3.2.6 ESTABILIDAD ESTRUCTURAL

La estructura del suelo se puede entender como la ordenación de partículas individuales en agregados o partículas secundarias y el espacio poroso asociado a ellas, todo como resultado de interacciones físico-químicas entre las arcillas y los grupos funcionales de la materia orgánica (Porta *et al.*, 1999) Es por ello que de forma directa e indirecta influye en las propiedades físicas y químicas del suelo y se puede emplear como un indicador de la degradación de los suelos (Cerdeira, 2000). Uno de los indicadores del estado estructural del suelo es la estabilidad de los agregados (Mbagwu, 2004) por lo que para la realización de esta medida, se ha seleccionado el método propuesto por Kemper y Koch (1966) cuyo protocolo se encuentra actualizado en Schinner *et al.* (1996) mediante el cual se cuantifica la estabilidad de los agregados al someterlos a la acción de fuerzas mecánicas por tamizado en medio húmedo.

Para la realización de esta medida se empleó un tamizador, que consta de un recipiente con motor monofásico, excéntrica de nylon, mecanismo de balanceo y tapa con seis orificios para la introducción de los tamices como se puede observar en la figura 26.

Las muestras se trasladaron al laboratorio de manera que no se produjera ningún tipo de compresión, ya que este efecto puede causar variación en los agregados (Murer *et al.*, 1993). Una vez allí, las muestras se dejaron secar al aire y después se tamizaron primero a 2 mm y posteriormente a 1 mm de manera que se trabaje con agregados del tamaño entre estas dos medidas. Una vez tamizadas, de cada una de las muestras se pesaron 4 g de agregados y se colocaron en recipientes del tamizador. Se les añadió 80 ml de agua destilada en cada cubeta a una temperatura entre 22-25 °C y se procedió a tapan la máquina. Posteriormente, se colocaron los tamices en los orificios del tape de la máquina y se dejó encendido el motor un tiempo aproximado de 5 minutos. Tras esto, se lavaron con agua destilada los agregados que quedaron en el tamiz y se trasvasaron a recipientes metálicos. Estos recipientes se tasaron previamente de manera que así se obtuvo la medida M1. Tras esto se secaron durante 24 horas a una temperatura de 50°C y posteriormente se pesaron para conseguir de esta forma la medida M2.

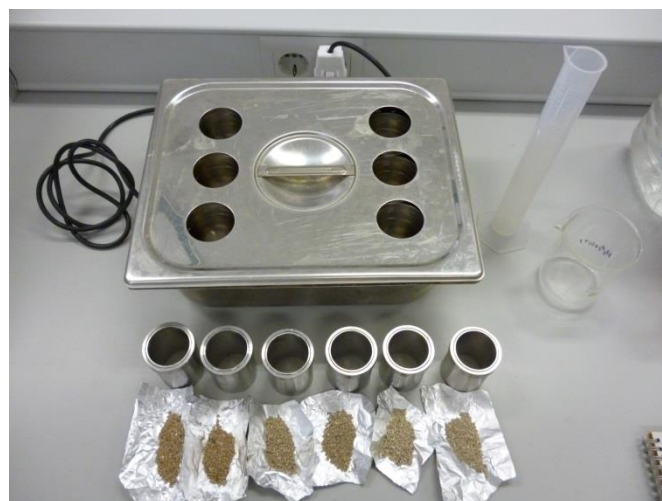


Fig. 26. Tamizador empleado para la determinación de la estabilidad estructural en suelos.

Cabe destacar que debido a la presencia de yeso en las muestras, para que este no se disuelva, el agua destilada empleada en el proceso debe prepararse previamente añadiendo a cada litro de esta 2,6 g de sulfato cálcico dihidratado, ya que la solubilidad a 25 °C es de ese orden.

Una vez enfriadas las muestras, los agregados que quedaron estables se disolvieron durante 2 horas con 50 ml de difosfato tetrasódico y después se pasaron por un tamiz que continuó siendo lavado hasta que tan solo quedaron partículas de arena mayores de 0,25 mm. Estas partículas se lavaron con agua destilada y se depositaron en un recipiente metálico que se llevó a secar a 50 °C hasta alcanzar un peso estable (medida M3) que se cuantificó.

Tras la realización de todo el proceso descrito, para conocer el porcentaje de agregados estables (% SAS), se realizó el siguiente cálculo:

$$\% SAS = \frac{M2 - M3}{W - (M3 - M1)} \times 100$$

Donde:

W = Peso inicial del suelo (4 g)

M1 = Tara del recipiente (g)

M2 = Tara del recipiente + peso de los agregados estables y de la arena (g)

M3 = Tara del recipiente + masa de la arena (g)

M2-M3 = Masa de los agregados estables (g)

M3-M1 = Masa de la arena (g)

En cuanto a la interpretación de resultados, según el método de tamizado en húmedo de Kemper y Koch (1996) se propone la siguiente escala de los valores de la estabilidad estructural indicada en la tabla 10.

% SAS	Interpretación
80-100	Agregados muy estables
60-80	Agregados estables
40-60	Agregados moderadamente estables
20-40	Agregados poco estables
0-20	Agregados muy poco estables

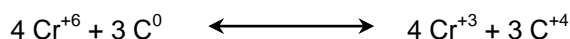
Tabla 10. Interpretación de los valores de estabilidad estructural (% SAS)

3.2.7 MATERIA ORGÁNICA

Los fuegos de alta intensidad que afectan al suelo de manera severa, suelen consumir parte de la materia orgánica del suelo produciendo cambios en la cantidad y calidad de la misma (Mataix- Solera *et al.*, 2002). La materia orgánica del suelo es clave para entender su funcionamiento, pues influye en la práctica totalidad de las propiedades edáficas (estabilidad de agregados, microbiología del suelo, reservorio de nutrientes, porosidad, infiltración, capacidad

de retención hídrica, etc.). Es por ello que los cambios que sufra esta fracción del suelo tendrán repercusión en muchas otras propiedades.

Para la obtención de la cantidad de materia orgánica existente en nuestros suelos de estudio se empleó el método de oxidación por vía húmeda, el cual se basa en la oxidación de la materia orgánica del suelo por el ión Cr^{+6} en medio ácido (sulfúrico y fosfórico) y valoración del exceso de ácido crómico por medio de una sal de hierro (sal de Mohr).



Para llevar a cabo este método se pesaron 300 mg de suelo triturado y secado al aire y se introdujeron en tubos de ensayo "pyrex" llevando mucho cuidado de que no quedaran partículas de suelo adheridas a las paredes. En los mismos tubos de ensayo, se añadieron con una pipeta automática 10 ml de ácido crómico 0,4 N. Posteriormente, se calentaron los tubos con la muestra y reactivo en un digestor durante 5 minutos. Una vez pasado este tiempo se sumergieron los tubos en agua fría y se removió hasta que se quedaron fríos, momento en que se trasvasó su contenido completo en un Erlenmeyer de 250 ml diluyendo con agua hasta los 100 ml. A continuación, se añadieron 3 ó 4 gotas de diftemilamina (indicador) y se valoró con sal de Mohr 0,2 N.

Este procedimiento se realizó por duplicado para cada una de las muestras y por triplicado en el caso del blanco (10 ml de ácido crómico sin suelo).

Para calcular el porcentaje de C orgánico se empleó la siguiente expresión:

$$\% C = \frac{B - U}{B} \times \frac{1,2}{n}$$

Siendo:

B = Sal de Mohr consumidos en la prueba en blanco

U = ml de sal de Mohr consumidos en la muestra de suelo

n = peso en g de la muestra de suelo

La interpretación de resultados de la cantidad de la materia orgánica viene a continuación indicada en la tabla 11:

% MO	Clases
<0,2	Inapreciable
0,2-1	Muy bajo
1,1-2,0	Bajo
2,1-5,0	Medio
5,1-10,0	Abundante
>10,0	Muy abundante

Tabla 11. Clasificación del contenido de materia orgánica en suelos.

3.2.8 PORCENTAJE DE YESO

Para la determinación de esta medida se empleó el método por gravimetría, el cual se fundamenta en la pérdida de agua de cristalización. Al exponer al yeso a altas temperaturas pierde las dos moléculas de agua de cristalización que forman parte de su molécula, transformándose en anhidrita. La variación de peso que supone esta pérdida es fácilmente estimable en base al peso molecular de esos componentes.

Así pues se procedió a la desecación de cada una de las muestras de suelo yesoso en la estufa a 50°C hasta que su peso se estabilizó de manera que las muestras tan solo contenían el agua de cristalización, siendo la humedad eliminada. El peso en ese momento dará lugar a la medida P1. Tras esto se introdujeron de nuevo las muestras en la estufa, pero esta vez a 150°C durante 24 horas y pasado este tiempo se tomó el peso de cada una de ellas (P2).

Para la obtención del porcentaje de yeso de las muestras se aplicó la siguiente expresión:

$$\% \text{ Yeso} = \frac{P1 - P2}{P1} \times \frac{172}{36} \times 100$$

Donde:

P1 = Peso de la muestra de suelo tras secarla a 50°C

P2 = Peso de la muestra de suelo tras secarla a 150°C

La interpretación de resultados se realizó siguiendo los criterios indicados por FAO en 2006 y que se pueden observar en la siguiente tabla 12:

% Yeso	Clases
0	No yesoso
0-5	Ligeramente yesoso
5-15	Moderadamente yesoso
15-60	Fuertemente yesoso
>60	Extremadamente yesoso

Tabla 12. Clasificación del contenido en yeso en suelos no salinos (FAO, 2006)

3.2.9 CARBONATOS

El método que se llevó a cabo para la determinación de los carbonatos de las diferentes muestras fue el método del calcímetro de Bernard que se basa en la descomposición de los carbonatos por el efecto del ácido clorhídrico dando lugar al desprendimiento del dióxido de carbono. Como la cantidad de gas es proporcional al contenido de carbonatos en el suelo, el método se basa en la medida del volumen del gas desprendido.

Para la realización de este método se usó un calcímetro de Bernard (fig. 27). Se procedió a introducir dentro del kitasato 0,2 g de muestra de suelo humedecida con unas gotas de agua y un cubilete de plástico con 6 ml de HCl 1:1 colocado de manera vertical y cuidando que no cayera ninguna gota fuera del mismo. Esto se realizó conectado el calcímetro al kitasato antes del aporte de HCl pero con la llave abierta de manera que la columna del calcímetro se mantenga enrasada de forma correcta.

Tras el llenado del cubilete con el ácido clorhídrico, se cerró la llave de goma del calcímetro y se agitó para que se produjera la reacción del ácido junto con la muestra de suelo. Tras esto, se midió el volumen de gas en la columna del calcímetro de manera que el nivel del líquido rosado de la columna se encontrase a igual nivel que el del depósito, por lo que se descolgó este último de su soporte habitual. Una vez que se ralentizó el descenso del líquido rosado del calcímetro siendo las variaciones de altura mínimas, se procedió a tomar la medida ya que fue en ese momento cuando la reacción del ácido con el suelo finalizó.

Se realizaron dos medidas de cada una de las muestras y de un blanco de CaCO₃ puro.

Para la obtención de resultados se empleó la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Carbonatos} = \frac{LP'}{L'P} \times 100$$

Siendo:

L = Volumen de CO₂ desprendido por el suelo

L' = Volumen de CO₂ desprendido por el CaCO₃

P = Peso del suelo en gramos

P' = Peso de CaCO₃ en gramos

La interpretación de resultados se realizó siguiendo los criterios indicados por Herrero *et al.* en 1993 y que se pueden observar en la siguiente tabla 13:

% CaCO ₃	Interpretación
<0,2	Nulo
0,2-5	Muy bajo
6-10	Bajo
11-20	Medio
21-30	Moderadamente alto
31-40	Alto
>40	Muy alto

Tabla 13. Diagnóstico del contenido decarbonato cálcico equivalente

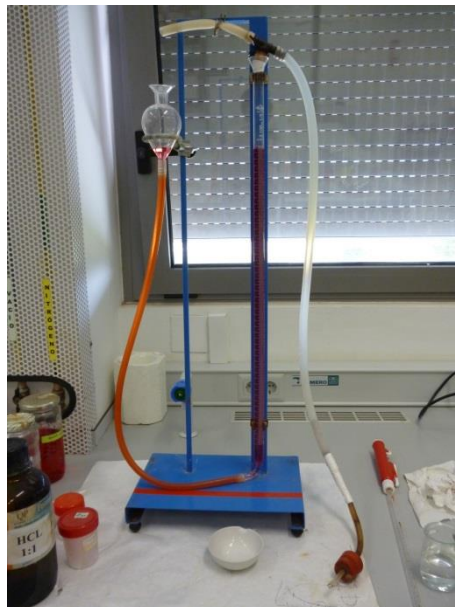


Fig. 27. Calcímetro de Bernard de la EPSH empleado para la determinación de los carbonatos en suelos.

3.2.10 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Los suelos afectados por salinidad presentan una concentración de sales más solubles que el carbonato de calcio y que el yeso, de manera que afectan al crecimiento de las plantas no especializadas. La mayoría de los suelos afectados por elevadas concentraciones de sales presentan una conductividad eléctrica superior a 4 Ohms/cm. La presencia de las sales afecta a los microorganismos del suelo así como a su actividad y a la asimilación de los nutrientes por las plantas (FAO, 2017).

La cuantificación de la salinidad se basa en una estimación indirecta del contenido de sales solubles que se encuentran en el suelo a través de la medida de la conductividad eléctrica que encontramos en un extracto acuoso del suelo.

Así, para la determinación de esta característica se pesaron 300 g de suelo y se colocaron en un recipiente de plástico tarado al que posteriormente se le añadió agua destilada para obtener una pasta saturadas que no deje agua libre. Tras esto, se dejó reposar dos horas tapado y tras comprobar que la muestra presenta el punto de saturación adecuado (ni muy seca ni muy fluida) se procedió a su pesado.

De esta manera se obtuvo la humedad de saturación aplicando la siguiente expresión:

$$\text{Humedad de saturación} = \frac{V}{P} \times (100 + H)$$

Donde:

V = Volumen de agua para saturar el suelo

P = Gramos de suelo seco al aire

H = Humedad de la muestra seca al aire

Tras esto se vertió toda la pasta dentro del embudo de Buchner y filtrar al vacío hasta que la pasta quede casi seca tal y como se indica en la figura 28.

Tras la realización del vacío se recogió el extracto y se procedió a medir la conductividad eléctrica con un conductímetro.

La interpretación de resultados se realizó siguiendo la tabla 14.



Fig. 28. Muestras en embudo Buchner filtrando al vacío.

CEes dSm^{-1} a 25°C	Clasificación
0-2	No salino
2-4	Ligeramente salino
4-8	Moderadamente salino
>8	Muy salino

Tabla 14. Cuadro general de la salinidad de los suelos

3.2.11 IMPEDANCIA MECÁNICA

Para realizar la medida de resistencia mecánica a la penetración de los suelos empleamos un penetrómetro marca Geotester, con el que se procedió a tomar los valores de las diferentes zonas de estudio (fig. 29).



Fig. 29. Penetrómetro Geotester con el que se ha realizado el cálculo de la impedancia mecánica de las diferentes zonas de estudio.

Para proceder a las medidas se comprime el émbolo de carga contra el lugar a examinar, hasta que haya penetrado en el terreno el cabezal hasta la marca indicativa. La fuerza originada en esta operación es registrada por el medidor, donde se indicará el máximo valor.

3.2.12 RESISTENCIA AL CIZALLAMIENTO

Para realizar la medida del esfuerzo cortante de los suelos, que se basa en la resistencia de los suelos a tensiones físicas laterales, se empleó un instrumento para calcular la resistencia al cizallamiento de la marca Pocket Vane Tester correspondiente a la empresa Eijkelkamp (fig. 30). Se debe introducir en una superficie razonablemente plana del suelo de unos 25 mm de diámetro para efectuar la medida.

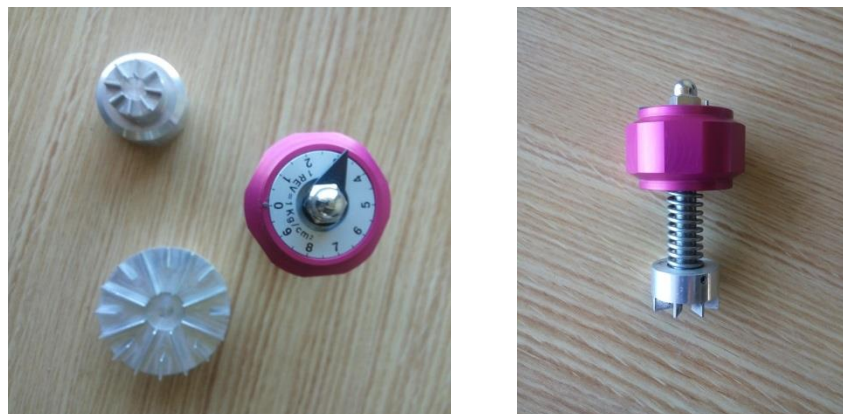


Fig. 30. Pocket Vane Tester con el que se ha realizado las medidas de resistencia al cizallamiento de las diferentes zonas del estudio.

Tras introducir el instrumento en el suelo, este nos dará unas revoluciones concretas y se deberá hacer la transformación de manera que 1 revolución en este aparato con el cabezal CL-100 se corresponde a $1,0936 \text{ kg/cm}^2$.

3.2.13 CÁLCULO DEL RENDIMIENTO DE SEDIMENTO Y ESCORRENTÍA

Para la realización del cálculo del rendimiento de los sedimentos se ha empleado la siguiente expresión:

$$\text{Rendimiento (\%)} = \left(\frac{M_{\text{control}} - M_{\text{tratamiento}}}{M_{\text{control}}} \right) * 100$$

Donde:

M_{control} = Peso en seco de los sedimentos recogidos en los gerlach de las parcelas control (Kg).

$M_{\text{tratamiento}}$ = Peso en seco de los sedimentos recogidos en los gerlach de las parcelas con fajinas (Kg).

En el caso del cálculo del rendimiento de la escorrentía, la fórmula es la siguiente:

$$\text{Rendimiento (\%)} = \left(\frac{R_{\text{control}} - R_{\text{tratamiento}}}{R_{\text{control}}} \right) * 100$$

Donde:

R_{control} = Cantidad de agua de escorrentía recogida en los gerlach de las parcelas control (litros).

$R_{\text{tratamiento}}$ = Cantidad de agua de escorrentía recogida en los gerlach de las parcelas con fajinas (litros).

4.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para establecer la efectividad de las fajinas sobre la erosión tras el incendio estudiado, los datos obtenidos fueron sometidos a distintos análisis matemáticos. De esta manera es posible comparar y definir tendencias y relaciones entre los diferentes parámetros sometidos a estudio.

- Media:

La media es el promedio aritmético de un conjunto de datos obtenidos para una variable, es decir, el cociente entre la suma de todos los valores de las muestras de una misma variable y el número de ellas. Se ha empleado el programa Microsoft Office Excel 2010 para calcularla.

- Desviación típica:

Indica la desviación que presentan los datos en su distribución respecto a la media aritmética de dicha distribución. Se ha empleado el programa Microsoft Office Excel 2010 para calcularla.

- Análisis de correlación de Pearson:

Se trata de una medida que nos indica la relación lineal entre dos variables aleatorias cuantitativas, siendo independiente de la escala de medida de las variables. Intenta cuantificar el tipo de dependencia existente entre ambas variables mediante el cálculo de los coeficientes de correlación. Para calcular la matriz de correlación se han empleado los programas Microsoft Office Excel 2010 y Statview v. 5.0 empleando una correlación matricial.

La correlación puede ser positiva o negativa. En el caso de que sea positiva significa que ambos factores se comportan de manera similar, mientras que si es negativa, implica que cuando una de las variables se incrementa, la otra disminuye.

- Análisis de la varianza (Anova o andeva):

Mediante el análisis de varianza y test LSD, podemos comprobar la significación estadística de la diferencia entre medias de más de dos muestras, llegando a determinar si las diferencias observadas pueden o no asignarse a fluctuaciones de muestreo. Se empleó el programa informático Statview v. 5.0 para realizar el análisis de varianza.

- Análisis de regresión:

La regresión intenta encontrar si existe una dependencia funcional que relacione dos variables mediante una expresión matemática y de esta manera poder realizar una predicción de los valores de una variable a partir de otra. El análisis se realizó empleando el programa Statview v. 5.0 usando una regresión lineal simple.

- Análisis multivariante:

Se trata de una técnica empleada para determinar la contribución de varios factores en un simple evento o resultado. Se realizó empleando el programa estadístico JMP.

Resultados y discusión

5.1. CARACTERÍSTICAS DEL SUELO Y CALIDAD DEL AGUA DE ESCORRENTÍA

Las características generales de los diferentes suelos estudiados cuatro años después del incendio, se muestran a continuación en la tabla 15. Se procedió a determinar las propiedades de las diferentes zonas al darnos cuenta, tras varias visitas realizadas para muestrear, que los suelos de la zona Calizas Norte presentaban menor compactación que las demás.

Propiedades del suelo	Unidades	Localización			
		Calizas Sur	Calizas Norte	Yesos Sur	Yesos Norte
Densidad aparente	g cm ⁻³	1,13 (0,06) a	0,90 (0,03) b	1,12 (0,06) a	0,89 (0,13) b
Densidad real	g cm ⁻³	2,49 (0,10) a	2,32(0,05) a	2,43 (0,09) a	2,37 (0,12) a
Porosidad	% v/v	51,1 (1,5) a	63,7 (2,7) b	52,5 (4,7) a	63,3 (5,1) b
Materia orgánica	% p/p	4,0 (0,4) b	8,6 (1,3) a	2,6 (0,4) c	4,0 (1,4) b
CaCO ₃ equivalente	% p/p	63,5 (3,8) a	53,6 (4,6) b	14,2 (2,1) c	18,4 (8,5) c
Yeso	% p/p	Despreciable	Despreciable	43,2 (8,6) a	45,5 (18,4) a
Impedancia mecánica	Kg cm ⁻²	4,75 (1,5) a	1,38 (0,3) b	3,67 (0,5) a	3,43 (1,9) a
Resist. cizallamiento	Kg cm ⁻²	0,40 (0,13) b	0,23 (0,04) c	0,54 (0,07) a	0,35 (0,09) b
Estabilidad estructural	% p/p	70,8 (6,4) a	84,1 (1,3) a	67,2 (1,5) a	76,0 (9,2) a
Elementos gruesos	% p/p	27,2 (10,0) b	42,0 (8,5) a	10,5 (5,5) c	7,0 (3,3) c

Tabla 15. Propiedades físicas y químicas de los suelos de las distintas zonas estudiadas en el horizonte superficial (de 0 a 8 cm). Se indican las medias y las desviaciones estándar. Las letras diferentes en cada propiedad muestran las diferencias significativas (test LSD) entre las zonas.

Las laderas con orientación norte presentaron suelos de más calidad que las sur debido a que las umbrías reciben una radiación menor que las solanas, lo que da lugar a temperaturas máximas inferiores y a un régimen más húmedo, así como a una mayor cantidad de biomasa vegetal.

Los suelos con orientación norte presentaron una menor densidad aparente y una mayor porosidad, justo al contrario que los situados en las orientaciones sur. Las porosidades presentaron unos valores que fueron desde un mínimo de 51,1% hasta un máximo de 63,7%. Mataix-Solera *et al.* (2011) ya indicaron que a mayores densidades, las porosidades son más bajas, lo que tiene gran repercusión en el comportamiento del suelo frente al agua. Además, las altas temperaturas que se alcanzan en un incendio destruyen la estructura del suelo provocando cambios en la distribución de tamaño de poros en los horizontes superficiales (DeBano *et al.*, 1998). El descenso de macroporos en la superficie del suelo reduce la tasa de infiltración y aumenta la formación de flujo superficial, lo que conduce generalmente a una mayor erosión.

El mayor valor de porosidad se observó en la zona de Calizas Norte, siendo también la que mayor valor de materia orgánica presentó (8,6%), característica correlacionada negativamente con la impedancia mecánica ($r=-0,62$, $p<0,01$) y con la resistencia al cizallamiento ($r=-0,68$, $p<0,01$). Los valores de impedancia mecánica y de resistencia al cizallamiento presentados en calizas norte fueron los menores de las cuatro zonas de estudio con cifras de $1,38 \text{ Kg/m}^2$ y $0,23 \text{ kg/m}^2$ respectivamente.

No se observaron diferencias significativas en la estabilidad estructural de las cuatro zonas de estudio, variando esta de 67,2 % en la zona de yesos sur hasta 84,1 en la zona de calizas norte. La estabilidad estructural se correlacionó de manera positiva con el contenido de materia orgánica del suelo ($r=0,56$, $p<0,01$).

El material parental del suelo (caliza o yeso) modula parámetros tales como la pedregosidad, la composición química, etc. Además, el paso del fuego supone una combinación de una onda de calor y de la deposición de cenizas, ambas afectando a la superficie edáfica. Los cambios en las propiedades del suelo están directamente relacionados con la intensidad térmica alcanzada, la cantidad de cenizas aportadas así como el tipo de suelo afectado (Badía y Martí, 2009).

El pH del agua de escorrentía en las parcelas control varió de 7,46 a 7,87 presentando los valores inferiores los suelos yesosos (tabla 16).

La conductividad eléctrica del agua de escorrentía en las parcelas control varió de $345,06 \mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona de Calizas Norte a $2003,50 \mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona de Yesos Sur. Las parcelas de suelos yesosos presentaron una conductividad eléctrica en el agua de escorrentía significativamente mayor que los suelos calizos ($p<0,001$) debido a las diferencias en la solubilidad del yeso y carbonato cálcico, como se puede observar en la figura 31. Sin embargo, la conductividad eléctrica de la escorrentía no se relacionó de forma significativa con el contenido de yeso en los primeros 8 cm del suelo.

Zona	pH			CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		
	Control	Fajina	p	Control	Fajina	p
Calizas Sur	$7,82 \pm 0,095$ a	$7,47 \pm 0,075$ b	0,0008	$385,56 \pm 54,11$ a	$837,36 \pm 179,99$ a	0,1372
Calizas Norte	$7,87 \pm 0,098$ a	$7,85 \pm 0,072$ a	0,8191	$345,06 \pm 111,64$ a	$331,43 \pm 42,52$ a	0,9629
Yesos Sur	$7,46 \pm 0,052$ b	$7,42 \pm 0,196$ b	0,5949	$2.003,50 \pm 121,14$ a	$1.910,25 \pm 407,12$ b	0,7508
Yesos Norte	$7,44 \pm 0,052$ b	$7,33 \pm 0,122$ b	0,2471	$1.491,80 \pm 562,84$ a	$1.152,87 \pm 678,54$ b	0,2536

Tabla 16. Medias y desviaciones típicas de los parámetros de calidad del agua de escorrentía para las cuatro zonas control y tratamiento durante los dos años de estudio. Letras distintas entre zonas muestran diferencias significativas ($p<0,05$) mientras que la columna “p” indica el efecto de las fajinas sobre las zonas control para cada zona.

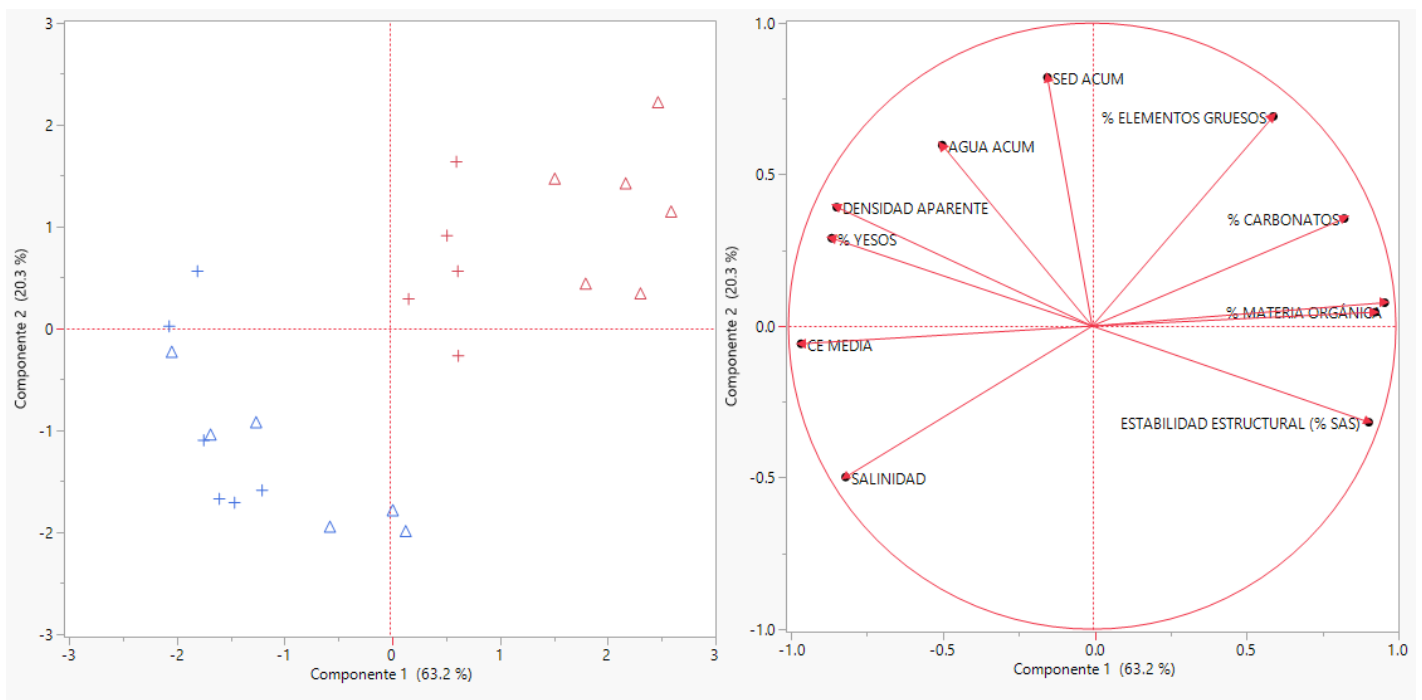


Fig. 31. Análisis multivariante para las cuatro zonas de estudio entre las diferentes propiedades de los suelos. Los triángulos azules hacen referencia a Yesos Norte, los rojos a Calizas Norte, las cruces azules a Yesos Sur y las rojas a Calizas Sur.

5.2. SUELO DESNUDO

En las primeras mediciones, antes de instalar las fajinas en las diferentes zonas, los porcentajes de suelo desnudo variaron en las zonas calizas de un 32 a un 36% mientras que en las zonas yesosas fueron de un 58 a un 69%. Estas medidas se corresponden aproximadamente con dos años y medio después de haberse producido el incendio. Es destacable la lenta recuperación de la vegetación en nuestra zona de estudio si lo comparamos con el noroeste de la península donde Fernández y Vega (2016) en el tercer año de estudio tras el incendio de alta severidad producido en La Coruña se encontraron con porcentajes de vegetación del 98,6% en las parcelas control. Lo mismo ocurre en el estudio de Vega *et al.* (2014) en Pontevedra, donde la recuperación de la cubierta vegetal fue bastante rápida y obteniendo un 70% de cobertura del suelo un año después del incendio. Cabe destacar que las precipitaciones medias anuales de esa zona ascienden a 2.025 y 1810 mm año⁻¹ respectivamente mientras que las nuestras presentan valores muy inferiores (409,1 mm año⁻¹). Estudios en zonas mediterráneas indican una recuperación de cubierta vegetal del 86,4% el segundo año tras el incendio en el caso de Cerdà y Doerr (2005) en la Comunidad Valenciana con precipitaciones medias anuales de 505 mm. En Israel Inbar *et al.* (1998) determinaron una

vegetación del 50-70% dos años después del incendio con un promedio de precipitación de 730 mm anuales.

A escala de parcela, la cobertura de la fajina ofrece es del 20-40% del suelo total. Si observamos cómo evoluciona la superficie de suelo desnudo a lo largo del tiempo del estudio (fig. 32) podemos ver que a finales del 2013 tres de las cuatro zonas presentan en las parcelas superficies de suelo desnudo inferiores al 40%. Robichaud *et al.* (2000) sugirieron que una presencia de cobertura del suelo del 60% debería ser suficiente para proteger a una cuenca de la erosión. Posteriormente Wagenbrenner *et al.* (2006) confirmaron este umbral en su ensayo de Colorado, donde se observaron porcentajes del 55% de cobertura vegetal al tercer año del ensayo en las parcelas control disminuyendo los sedimentos en estas parcelas no tratadas de 6 Mg ha⁻¹ los primeros dos años tras el incendio, a 1,2 Mg ha⁻¹ el tercer año tras el incendio. También Chang-Gi (2008) en su estudio de Corea, observó una disminución del 81% en la escorrentía en parcelas densamente pobladas de vegetación frente a las parcialmente pobladas en el tratamiento de acolchado de virutas de madera. Badía y Martí (1994a, b) indican una reducción significativa en la cantidad de los sedimentos a partir del 30% de suelo ocupado por vegetación. Sin embargo, según nuestros datos, en los que partimos o bien con ese porcentaje de vegetación o con el suelo ocupado por la fajina en cifras semejantes, observamos el primer año de estudio una erosión considerable, disminuyendo ésta únicamente cuando los porcentajes de suelo desnudo son inferiores al 50%.

Este 20-40% de suelo ocupado por la fajina en las parcelas de tratamiento, se mantiene constante durante todo el tiempo del estudio, de manera que los valores de suelo ocupado irán en aumento a partir de esa cifra, tal y como crezca la vegetación. Esto se debe tener en cuenta ya que otros tratamientos van disminuyendo la cobertura que realizan en el suelo conforme pasa el tiempo. Es el caso del acolchado (mulch) de eucalipto estudiado por Prats *et al.* (2014) en el norte-centro de Portugal donde descubrió que este tipo de cubierta disminuía de forma lineal un 2% por mes tras su implantación, o el caso del acolchado de paja estudiado por Badía y Martí (2000) y Fernández *et al.* (2011) que disminuye alrededor de un 4-5%. En el caso de Fernández y Vega (2016) más del 40% del acolchado de paja aplicado en el estudio desapareció a los tres meses de ser aplicado. Cabe destacar, no obstante, la degradación de alguna de las fajinas al final del segundo año de estudio, concretamente en la zona de Calizas Sur, lo que puede producir un problema en la gestión de las pendientes de los montes en los que se instalan, algo que no ocurre con los acolchados ya sean de madera picada de los árboles quemados o de otro material vegetal. Aunque también se debe tener en cuenta el estudio realizado por Marañón-Jiménez y Castro (2013) en el que se determina que troncos parcialmente carbonizados que permanecen en las zonas quemadas mejoran la biogeoquímica del suelo debido a la gran cantidad de nutrientes que se liberan a través de su descomposición aumentando de esa manera la fertilidad del suelo y acelerando los procesos microbiológicos.

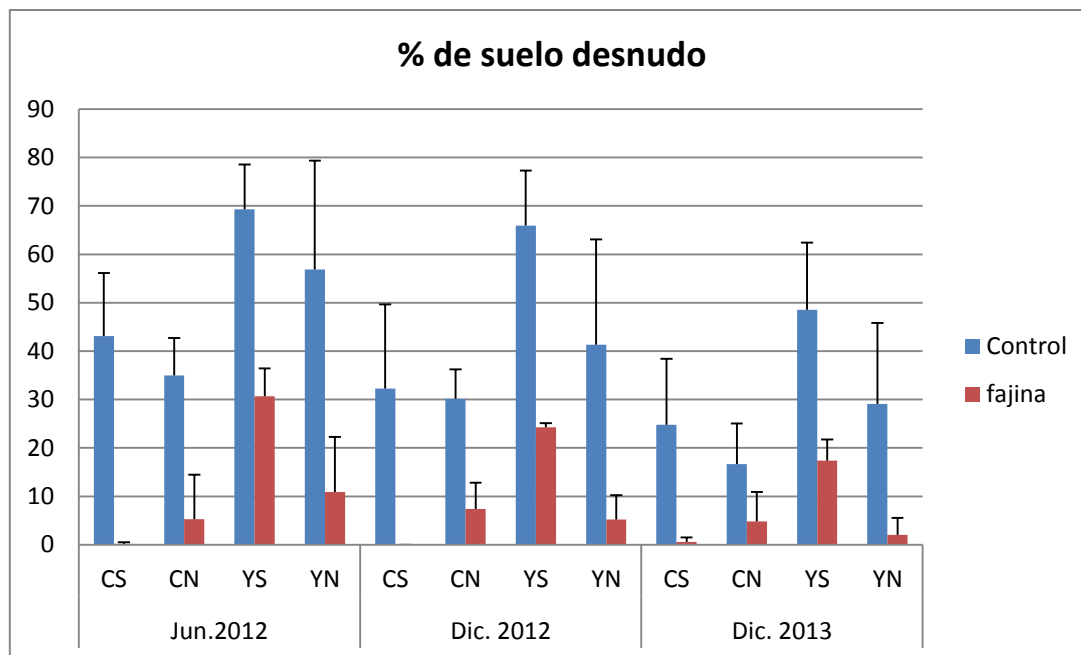


Fig. 32. Cambio temporal en el porcentaje de suelo desnudo en las cuatro zonas de estudio, tanto parcelas control como con fajinas. Se indican las medias y las barras de error indican la desviación típica.

En la figura 32 se puede ver como el área del suelo desnudo disminuyó progresivamente con el tiempo de acuerdo con el aumento de la cobertura vegetal. La zona de Yesos Sur fue la única que mostró al final del estudio un área de suelo desnudo de alrededor del 50%, que se relacionó con la baja productividad del suelo. Esta zona es la que presenta menor cantidad de materia orgánica y menor estabilidad estructural de las cuatro zonas de estudio, además de su orientación. Esto es indicado por Cerdà *et al.* (1995) y Boix-Fayos *et al.* (1998) en sus estudios donde indican que las orientaciones norte tienden a presentar mayor estabilidad estructural y ser menos erosionables que las orientaciones sur, ya que tras un incendio las condiciones ambientales favorecen un desarrollo de la vegetación más rápido en umbrías y por tanto, una menor desprotección y riesgo de degradación que las solanas.

En cada tipo de suelo las parcelas situadas en las orientaciones sur han presentado mayor porcentaje de suelo desnudo que las parcelas norte (fig. 33) debido a lo indicado anteriormente. Si nos fijamos en las cantidades de suelo desnudo de la zona Calizas Sur veremos cómo aunque la tendencia de la zona es a que este disminuya, presenta unas alternancias estacionales en los porcentajes de suelo desnudo. Esto es debido al tipo de vegetación existente en la zona. En Calizas Norte alrededor del 25% del suelo se encontraba ocupado por plántulas en desarrollo de pino carrasco, coscoja o arbustos como la aliaga que no desaparecen con las diferentes estaciones, sino que van aumentando en tamaño conforme pasa el tiempo. Sin embargo, en la zona muestreada de Calizas Sur se encontraron porcentajes alrededor del 15% de plantas perennes y anuales como el lastón o el bromo que a causa de su comportamiento vegetativo produjeron que en momentos estacionales la zona

presentara un mayor porcentaje de suelo desnudo. Badía y Martí (2000) también observaron en su estudio sobre siembra en Fraga que la cobertura vegetal más alta de las especies perennes descritas en el mismo correspondía a *Brachypodium retusum* generando una cobertura vegetal del 15-28% durante el primer año y del 23-37% el segundo año de estudio, al igual que Bautista *et al.* (1996) quienes designaron a esta especie como la dominante entre las especies de rebrote de los pastizales de su estudio en Valencia. Rodríguez *et al.* (2000) en su estudio tras un incendio en los montes de Castejón de Valdejasa indican así mismo, que en las zonas de pinar, la cobertura vegetal se debe principalmente al recubrimiento herbáceo del lastón. Por otro lado, Raftoyannis y Spanos (2005) en su estudio en el norte de Grecia indican que las barreras de fajinas retrasan el desarrollo y densidad de los *Q. coccifera*, algo que a simple vista y sin estudiar empíricamente parece no haberse producido en nuestra zona de estudio al ser esta una de las especies vegetales más predominantes en la zona de Calizas Norte.

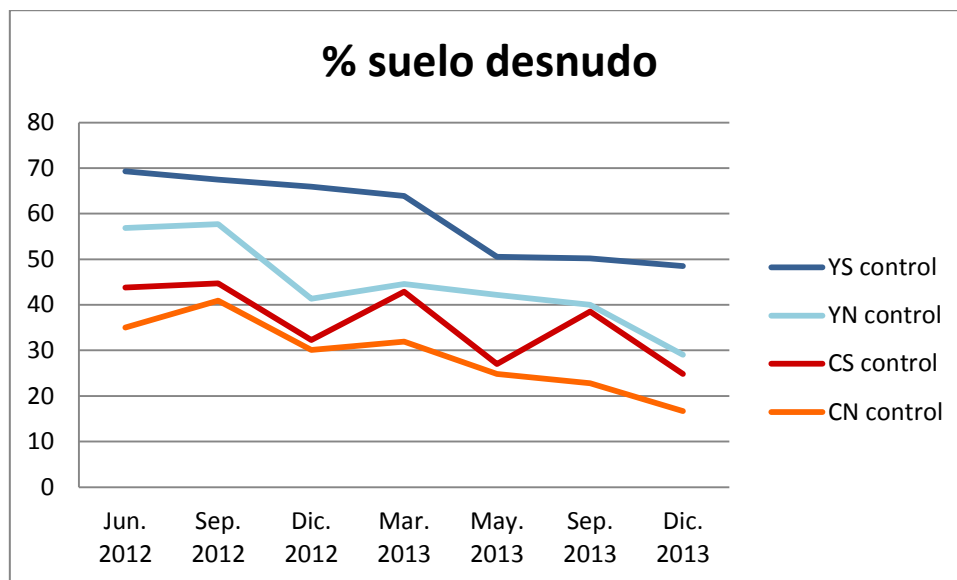


Fig. 33. Porcentaje de suelo desnudo a través del tiempo en las parcelas control de las cuatro zonas de estudio.

El material parental de las diferentes zonas también ha influido en los porcentajes de suelo desnudo. Se observa como los suelos calizos presentan mayor cantidad de suelo ocupado que los suelos yesosos debido a su mayor contenido en materia orgánica y estabilidad estructural. Además, suelos con un contenido superior al 25% de yeso, presentan problemas en el crecimiento de la vegetación ya que el material del suelo carece de plasticidad convirtiéndose en inestable en el agua (FAO, 2017b), y nuestras zonas de suelo yesoso presentan valores de alrededor del 40% de contenido en yeso.

Las zonas Yesos Norte y Calizas Sur al final del 2013 han presentado valores muy parecido de suelo desnudo, que se corresponde a sus valores muy parejos de materia orgánica y estabilidad estructural. Además, las posibles diferencias entre los tipos de suelo, se han podido compensar gracias a las distintas orientaciones.

5.3. SEDIMENTOS

Los sedimentos recogidos en las parcelas control durante todo el tiempo de estudio (años 2012 y 2013) han sido significativamente superiores a los de las parcelas con fajinas, acumulando las parcelas control una totalidad de material de $10,17 \text{ Mg ha}^{-1}$ frente a las $1,32 \text{ Mg ha}^{-1}$ de las parcelas con tratamiento. Como se puede observar en la figura 34 no existen diferencias significativas en el caso de la erosión en las parcelas de tratamiento mientras que en las parcelas control la zona de Yesos Norte presenta una menor cantidad de sedimentos erosionados frente a las demás. Estos datos son parecidos a los alcanzados por Wagenbrenner *et al.* (2006) en la zona de estudio de Spruce (Colorado) donde durante los tres años de muestreo obtuvo $11,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ en las parcelas control frente a las $3,07 \text{ Mg ha}^{-1}$ de las parcelas con tratamiento. Sin embargo, son valores bajos comparados con el estudio de Fernández y Vega (2016) en el que durante los tres años de estudio acumularon $77,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ en las parcelas control y $57,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ en las parcelas fajinadas.

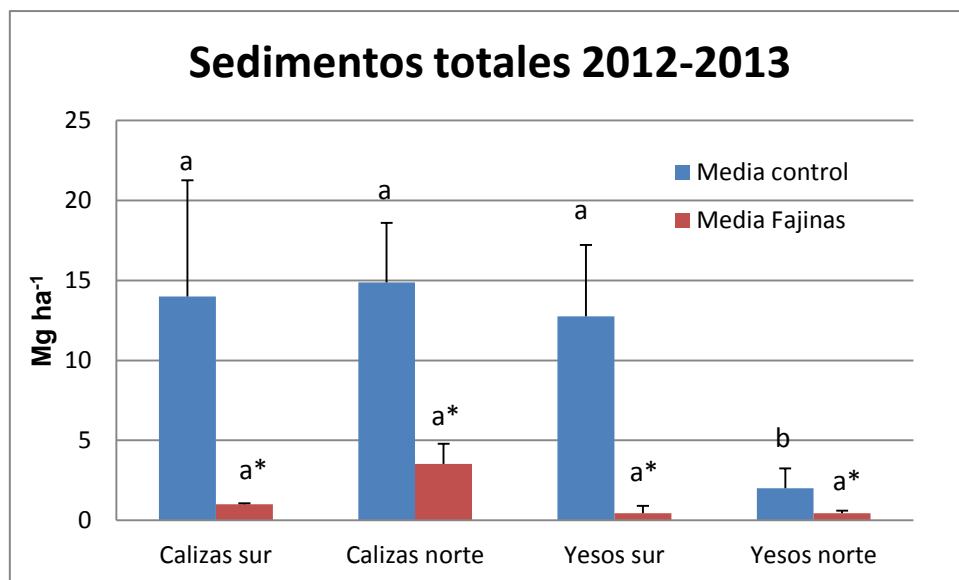


Fig. 34. Sedimentos acumulados durante el año 2012 y 2013 (Mg ha^{-1}) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P < 0,05$) entre parcelas.

Sin embargo, la cantidad de sedimentos recogidos en el 2012 fue claramente superior a la recogida en el 2013 (tabla 17), pasando de 8,51 Mg ha⁻¹ año⁻¹ el primer año a 1,66 Mg ha⁻¹ año⁻¹ el segundo, por lo que analizaremos los dos años de manera separada.

Año	Zona	Sedimentos (Mg h ⁻¹ año ⁻¹)			
		Control	Fajina	Δ (%)	p
2012	Calizas Sur	10,34 ± 4,66	0,28 ± 0,11	97,3	0,0004
	Calizas Norte	13,35 ± 3,07	2,24 ± 1,05	83,2	0,0002
	Yesos Sur	9,30 ± 5,36	0,27 ± 0,27	97,1	0,0011
	Yesos Norte	1,05 ± 0,64	0,23 ± 0,03	78,1	0,7230
2013	Calizas Sur	1,38 ± 1,50	0,69 ± 0,18	50,0	0,4471
	Calizas Norte	0,86 ± 0,60	1,11 ± 0,73	-29,1	0,7980
	Yesos Sur	3,44 ± 2,65	0,18 ± 0,03	94,8	0,0033
	Yesos Norte	0,96 ± 0,71	0,22 ± 0,14	77,1	0,4504

Tabla 17. Medias, desviaciones típicas y rendimientos de sedimentos para las cuatro zonas control y tratamiento durante los dos años de estudio. “p” muestra el efecto de las fajinas sobre las zonas control para cada zona (p<0,05).

En el año 2012 (fig. 35) se puede observar como las medias de las parcelas control recogieron una cantidad de sedimentos cuyos valores oscilaron desde el mínimo de 1,05 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en la zona Yesos Norte a 13,35 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en la zona de Calizas Norte. Las zonas con fajinas, sin embargo, oscilaron entre valores mucho menores, siendo el más bajo de estos el de 0,23 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y el más alto de 2,24 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en las mismas zonas que en el caso de las parcelas control.

Esta variabilidad tan alta en las parcelas control en el año 2012 se debe tanto a la superficie de suelo desnudo variable en las diferentes zonas, como a las propiedades del suelo. Robichaud *et al.* (2013) también encontró una gran variabilidad al estudiar el acolchado al oeste de los EEUU donde los rendimientos medios de los sedimentos en las parcelas control variaron de 0,3 a 7,5 Mg ha⁻¹ el primer año tras el incendio, de 0,03 a 0,6 Mg ha⁻¹ en el segundo año y de 0 a 0,4 Mg ha⁻¹ el tercero.

Si comparamos las tasas de erosión registradas en el 2012 como promedio de las parcelas sin tratamiento (8,51 Mg ha⁻¹ año⁻¹) se observa que son mayores a las indicadas por Shakesby (2011) en estudios anteriores realizados en la Península Ibérica y superiores también a las recogidas por Cerdà (2001) para la superficie de España. Esto puede deberse a las escalas de experimentación, ya que se ha determinado que en parcelas de menor tamaño los datos de escorrentía y sedimentos son superiores a los obtenidos en parcelas de mayor tamaño (Prats *et al.* 2016; Wagenbrenner y Robichaud, 2014).

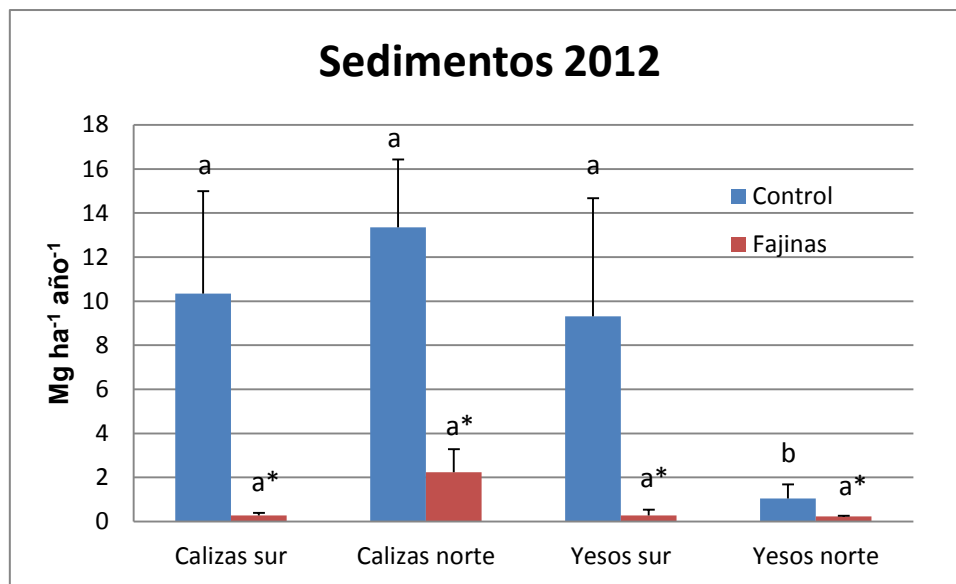


Fig. 35. Sedimentos acumulados durante el año 2012 (Mg por ha y año) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P < 0,05$) entre parcelas.

En las parcelas control se observa que no existen diferencias significativas entre ellas a excepción de la zona Yesos Norte, que presentó una erosión mucho menor que las demás. El resto de parcelas control oscilan entre valores de 9,31 y 13,35 Mg ha⁻¹ año⁻¹. La posible causa de que la zona Yesos Norte presente menor rendimiento de sedimentos que las demás no se debe en este caso a la vegetación ya al principio del estudio su nivel de suelo desnudo fue alrededor de 60% disminuyendo al 30% al final del mismo como hemos podido observar en el capítulo anterior. Es por ello que la posible causa de la baja erosión en esta zona se deba a la existencia y desarrollo de costras biológicas en este tipo de suelos ya que es común que aparezcan en ecosistemas áridos y semiáridos en claros entre plantas ocupando hasta un 70% de dicha superficie aunque los incendios de elevada intensidad les afectan negativamente (Root *et al.*, 2017; Warren *et al.*, 2015). Estas costras biológicas son asociaciones de cianobacterias, micro hongos, algas, líquenes y musgo que aumentan la rugosidad del suelo reduciendo la erosión y la escorrentía. Rodríguez-Caballero *et al.* (2012) indicaron en su estudio realizado sobre las mismas en margas yesosas situadas en Almería, que la reducción en la escorrentía que producen tan solo es significativa en las precipitaciones de baja intensidad y casi insignificante en los eventos de intensidad elevada. En la figura 36 se muestran costras biológicas de la zona de Yesos Norte observadas durante el tercer y cuarto año tras el incendio.

Vega *et al.* (2014) en su estudio sobre acolchado de paja y siembra para reducir la erosión realizado en Pontevedra, encontraron una correlación positiva entre la temperatura alcanzada en la superficie del suelo con el rendimiento de los sedimentos acumulados durante

el primer año después del incendio, por lo que la severidad del incendio en las distintas zonas puede ser una de las causas para encontrar diferencias entre los valores de erosión de las mismas.



Fig. 36 costras biológicas encontradas en la zona Yesos Norte.

En el año 2013 (fig. 37) la erosión del suelo fue menor que en el año anterior tanto en las zonas control como de tratamiento (tabla 16). Se puede observar como las medias de las parcelas control recogieron una cantidad de sedimentos cuyos valores oscilaron desde el mínimo de $0,86 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la zona Calizas Norte a $3,44 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la zona de Yesos Sur. Las zonas con fajinas, sin embargo, oscilaron entre valores mucho menores, siendo el más bajo de estos el de $0,18 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en Yesos Sur y el más alto de $1,11 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en Calizas Norte.

Durante el año 2013 en las parcelas control tan solo la zona Yesos Sur indicó una diferencia estadística significativa respecto a las otras zonas sin tratamiento, siendo esta la que más sedimentos recogió como se ha indicado anteriormente ($3,44 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), debido principalmente a la superficie de suelo desnudo que presentó siendo esta alrededor del 50% al final del estudio. Las laderas orientadas al sur en condiciones semiáridas mediterráneas, tienden a tener tasas de erosión mayores que las laderas norte, que cuentan con unas condiciones ambientales más húmedas que favorecen el desarrollo de la vegetación (Cerdà *et al.* 1995; Shakesby, 2011).

Durante el año 2012 el rendimiento medio de las zonas tratadas con fajinas fue de un 91,1%, yendo desde valores de 78,1% en Yesos Norte a aproximadamente 97 % en Calizas Sur y Yesos Sur (tabla 16). Así durante el 2012, en tres de los cuatro sitios experimentales el efecto de las barreras de erosión fue estadísticamente significativo ($p < 0,05$), a excepción de Yesos Norte, donde la erosión fue muy baja.

En el 2013 el valor del rendimiento medio disminuyó hasta un 52,1%. El mayor rendimiento lo presentó la zona de Yesos Sur con un valor de 94,8% siendo muy superior al del

resto de las zonas, que presentaban menor cantidad de suelo desnudo y siendo diferente estadísticamente del resto de zonas ($p=0,0033$).

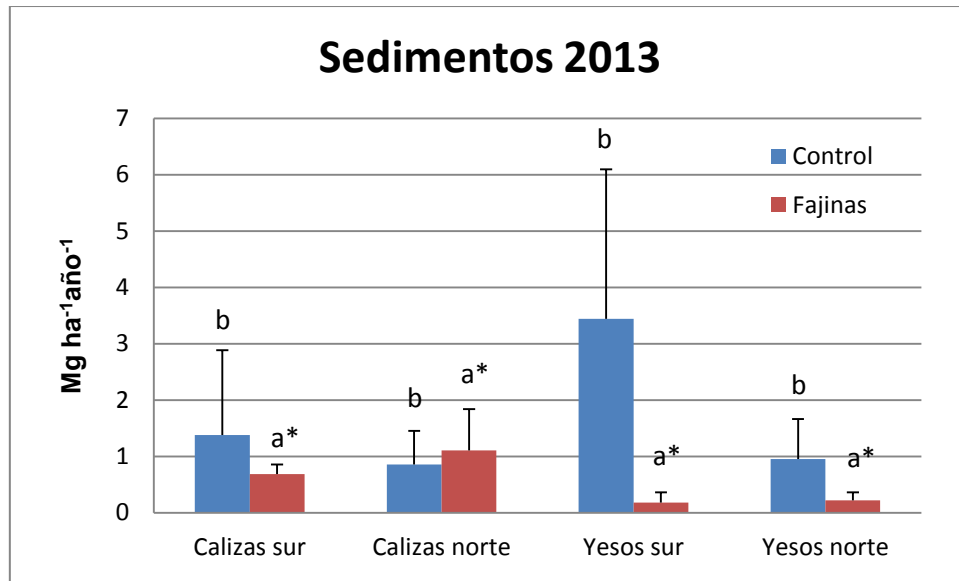


Fig. 37. Sedimentos acumulados durante el año 2013 (Mg por ha y año) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P<0,05$) entre parcelas.

Las barreras de erosión presentaron unos rendimientos del 91% el primer año del estudio y un 52% el segundo, lo que no se corresponde con los rendimientos del 26% obtenidos por Fernández y Vega (2016) en el noroeste de España ni con los del 34% medidos por Robichaud *et al.* (2008a). En el caso de este último, las barreras de erosión con troncos se construían de manera diferente a la que empleamos en nuestro estudio. Las barreras empleadas en EEUU se basaron en un único tronco con una zanja aguas arriba de forma que si existen eventos de lluvias con alto arrastre de sedimentos, dicha zanja se colmata inhabilitando la fajina para posteriores eventos de alta intensidad, razón por la cual en el estudio realizado en Colorado por de Wolfe *et al.* (2008), eliminaban el sedimento acumulado en la zanja tras cada evento de lluvia. Este problema, además, se incrementa si el tronco de la fajina no presenta un buen contacto con el suelo como ocurre en el estudio de Wagenbrenner (2006) en el cual de 210 registros evaluados el 32% se clasificó como parcial o completamente ineficaz debido a esta causa. En el estudio llevado a cabo por Chang-Gi (2008) en Corea también se indica que las fajinas no redujeron los sedimentos aguas abajo, debido probablemente a los diámetros tan bajos de los troncos empleados para el estudio (7-10 cm). Si comparamos este tipo de barreras de troncos con las fajinas del presente estudio, observamos que las nuestras presentan una acumulación de ramas dando lugar a una zona con mayor capacidad de colmatación de sedimentos entre ellas. Esto, unido a un adecuado contacto del tronco con el suelo, produce una disminución en la energía cinética del flujo de escorrentía que da lugar a un menor arrastre de sedimentos. Fox (2011) en su estudio

realizado es el sureste de Francia indica que es adecuado realizar las fajinas y albarradas con los troncos de los pinos locales quemados ya que su rectitud produce que exista un buen contacto entre él y el suelo y puedan apilarse fácilmente. Además, al construir las fajinas como en el presente estudio se evita que en las laderas empinadas, altas escorrentías puedan arrastrarlas pendiente abajo como indican Marqués y Mora (1998).

Si comparamos nuestros rendimientos con otros métodos para evitar la erosión post-incendio vemos que son muy cercanos a los obtenidos por Prats *et al.* (2013) que obtuvo unos rendimientos del 83% el primer y segundo año de estudio después del incendio en el centro de Portugal empleando hidromulching compuesto por fibras orgánicas, semillas y agua. El uso de acolchado de paja ha presentado también rendimientos elevados y muy cercanos a los nuestros, así Vega *et al.* (2014) en Pontevedra obtuvo unos rendimientos del 89% en el primer año tras el incendio. El mismo rendimiento con acolchado de paja encontraron Bautista *et al.* (1996) en Valencia a los diecinueve meses posteriores al incendio. En el empleo de corteza picada de eucalipto, Prats *et al.* (2012) obtuvo también rendimientos elevados, del 86% aunque otros estudios de corteza picada como el llevado a cabo por Chang-Gi *et al.* (2008) dieron unos rendimientos inferiores (alrededor del 51%). Las poliácridamidas empleadas por Inbar *et al.* (2015) redujeron la erosión dependiendo de la densidad de su aplicación entre un 23 y un 57% mientras que las usadas por Prats *et al.* (2014) en Ermida (Portugal) tan solo dieron unos rendimientos del 16%, viéndose además que su efectividad es mayor en suelos con altos contenidos en arcillas. En ambientes semiáridos en el noreste de España, Badía y Martí (1994a, b) observaron que el acolchado de paja combinado con la siembra de herbáceas nativas producían unas reducciones de sedimentos del 60% en suelos calizos y del 83% en suelos yesosos. En este mismo estudio se observó que la siembra sola sin acolchado de paja también produjo reducciones en la erosión, pero de menor porcentaje, siendo del 40% en suelos calizos y del 70% en suelos yesosos. Estos últimos valores son más altos que los obtenidos por otros autores que han encontrado rendimientos mucho menores en los tratamientos de siembra (Vega *et al.* 2013; Robichaud *et al.* 2010) o incluso que no han encontrado diferencias significativas como en el caso de Vega *et al.* (2014).

5.4. ESCORRENTÍA

La cantidad de precipitación recogida por la estación de Tauste en el 2012 fue de 317 mm anuales en once eventos de lluvias mientras que en el 2013 en el mismo número de eventos la pluviometría registrada ascendía a 374,5 mm. Estos datos se encuentran entre valores muy dispares, ya que son mucho menores a los registrados por Chan-Gi *et al.* (2008) en Corea, quienes en desde agosto del 2003 a octubre del 2004 registraron 2.192,9 mm de precipitación en 15 eventos de lluvias. Tan solo en septiembre de ese mismo año ellos registraron 319 mm de lluvia en la zona de estudio, lo que equivale prácticamente a nuestra

pluviometría anual. Pero son mucho más elevados que los presentados por Wagenbrenner *et al.* (2008) que presentaron precipitaciones anuales que variaron de los 29,6 mm en la parcela de Bobcat en el año 2002 hasta los 79,4 mm de la misma parcela en el año 2001.

La cantidad de escorrentía recogida en las parcelas control durante todo el tiempo de estudio (años 2012 y 2013) ha sido claramente superior a la de las parcelas con fajinas, acumulando las parcelas control una totalidad de agua de 14,69 mm frente a los 5,55 mm de las parcelas con tratamiento (fig.38). Como se puede observar en la figura 38 no existen diferencias significativas en el caso de la escorrentía en las parcelas de tratamiento mientras que en las parcelas control la zona de Calizas Norte presenta una menor cantidad de escorrentía frente a las demás.

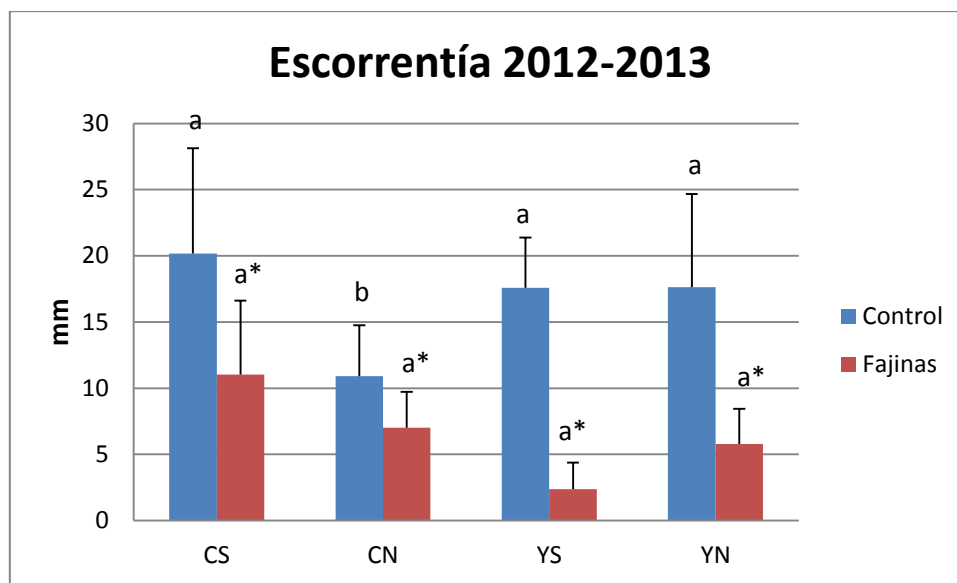


Fig. 38. Escorrentía acumulada durante el año 2012 y 2013 (mm) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P < 0,05$) entre parcelas.

Si analizamos los dos años por separado observamos que en el año 2012 la escorrentía en las parcelas control varió entre 5,33 mm año⁻¹ en la zona de Yesos Sur a 8,69 mm año⁻¹ en la zona de Yesos Norte. En las parcelas con fajinas estas cifras disminuyeron presentando unos valores máximos de 2,28 mm año⁻¹ en la zona de Yesos Sur y unos mínimos de 4,17 mm año⁻¹ en la zona de Calizas Sur (fig. 39).

En el año 2013 (fig. 40) la escorrentía en las parcelas control varió de 1,94 mm año⁻¹ en la zona de Calizas Norte a 12,25 mm año⁻¹ en la zona de Yesos Sur mientras que en las parcelas tratadas osciló entre 0,12 mm año⁻¹ en la zona de Yesos Sur a 4,38 mm año⁻¹ en la zona de Calizas Sur.

Durante el año 2013 tan solo la zona de Calizas Norte presentó una diferencia estadística significativa respecto a las otras zonas control siendo muy inferior la cantidad de escorrentía frente a las demás debido a que es la zona que presenta los valores más bajos de suelo desnudo como se ha indicado anteriormente.

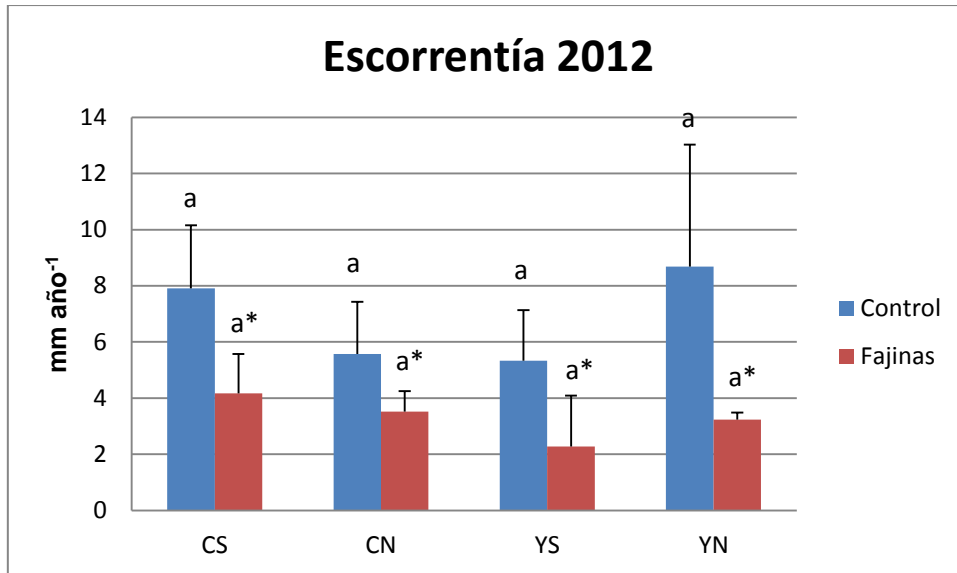


Fig. 39. Escorrentía acumulada durante el año 2012 (mm año⁻¹) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P < 0,05$) entre parcelas.

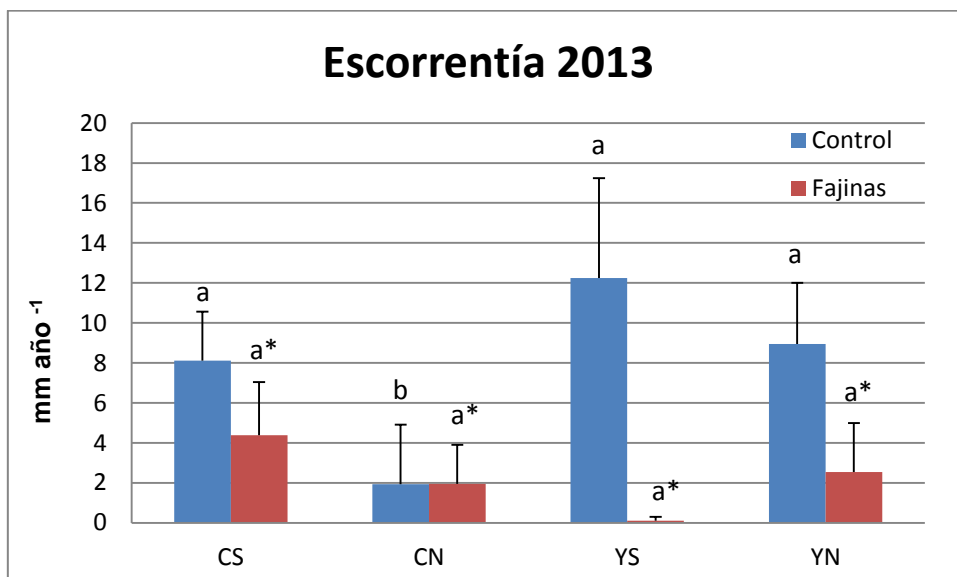


Fig. 40. Escorrentía acumulada durante el año 2013 (mm año⁻¹) como promedio de 3 réplicas (Media y desviación estándar). Letras diferentes en cada columna indican que existen diferencias ($P < 0,05$) entre parcelas.

Si observamos los rendimientos de escorrentía (tabla 18) vemos como las fajinas provocan una reducción significativa en la escorrentía durante los dos años de estudio con medias de 51% en el año 2012 y de 54% el 2013. Sin embargo, aunque la media de la escorrentía aumentó en el segundo año, la cantidad de sedimentos erosionados entonces fue menor como se ha indicado en el apartado anterior, por lo que las fajinas deben permitir el paso de agua de lluvia pero no el arrastre de sedimentos en ella contenida. Wohlgemuth *et al.* (2001) en un intento de cuantificar el impacto de las fajinas en California en dos cuencas con diferentes características, sugirieron que fueron más eficientes atrapando sedimentos que reduciendo la escorrentía. Wagenbrenner *et al.* (2006) apoya esta hipótesis al indicar que el volumen de escorrentía es mucho mayor que el de sedimento erosionado por lo que es poco probable que reduzca las tasas máximas de escorrentía. En este estudio realizado con fajinas en Colorado las fajinas se realizan de la misma manera que las realizadas por Robichaud *et al.* (2008a) por lo que los autores indican que la colmatación de las zanjas aguas arriba de los troncos producirá una disminución en la retención de la escorrentía. Chan-Gi *et al.* (2008) tan solo obtuvieron una disminución del 7% de la escorrentía en su estudio sobre fajinas frente a una disminución del 42% en el tratamiento de acolchado de virutas de madera.

Año	Zona	Escorrentía (mm año ⁻¹)			
		Control	Fajina	Δ (%)	p
2012	Calizas Sur	7,91 ± 2,24	4,17 ± 1,40	47,3	0,0474
	Calizas Norte	5,57 ± 1,86	3,52 ± 0,73	36,8	0,2559
	Yesos Sur	5,33 ± 1,80	2,28 ± 1,81	57,2	0,0980
	Yesos Norte	8,69 ± 4,33	3,24 ± 0,24	62,7	0,0064
2013	Calizas Sur	8,11 ± 2,46	4,38 ± 2,66	46,0	0,1320
	Calizas Norte	1,94 ± 2,98	1,95 ± 1,94	-0,5	0,9955
	Yesos Sur	12,25 ± 4,98	0,12 ± 0,18	99,0	0,0001
	Yesos Norte	8,95 ± 3,05	2,54 ± 2,46	71,6	0,0146

Tabla 18. Medias, desviaciones típicas y rendimientos de escorrentía para las cuatro zonas control y tratamiento durante los dos años de estudio. “p” muestra el efecto de las fajinas sobre las zonas control ($p < 0,05$).

Si comparamos nuestros resultados con los de otros métodos, observamos que fueron cercanos a los valores que Prats *et al.* (2013) obtuvieron con el hidromulching en su primer año de estudio (56% de rendimiento de escorrentía) pero inferiores a los que obtuvieron en su segundo año (78%) soportando además el segundo año de su estudio una cantidad mayor de lluvia que el primer año (1.464 mm vs 1.014 mm). En el caso del estudio de Prats *et al.* (2014) con corteza de eucalipto, observaron que ese método produjo una disminución del coeficiente

de escorrentía de un 26 a un 15%, obteniendo unos rendimientos del 41%. Observando estudios de tratamientos basados en acolchado de paja, se ven rendimientos variables, al presentar Bautista *et al.* (1996) valores del 91% de efectividad en la reducción de la escorrentía, frente al 23% obtenido por Groes y Woods (2008) en un estudio realizado con simuladores de lluvia en Montana.

En el año 2013 el rendimiento de la zona Yesos Sur presenta un valor mucho más alto que el de las demás zonas (99%), siendo estadísticamente significativa la labor de la fajina frente a la parcela control ($p = 0,0001$). Si observamos los sedimentos erosionados de esa zona de estudio durante ese año, veremos que también es el que presenta la mayor cifra de rendimiento frente a las otras zonas (94,8%) siendo el índice de correlación entre sedimentos y escorrentía en el conjunto de Yesos Sur significativo ($p=0,94$) y explicándose como se ha descrito en el apartado anterior por un porcentaje de suelo desnudo de alrededor del 50%.

La escorrentía en los dos años de estudio se correlacionó positivamente tanto con la lluvia acumulada como con la I_{30} como se puede observar en la tabla 19, siendo el primer factor más significativo que el segundo. Chan-Gi *et al.* (2008) también encontró en su estudio que el rendimiento de la escorrentía aumentaba significativamente con el aumento de la lluvia y con la I_{30} , dándose esta relación tanto en las parcelas control, como en las parcelas con fajinas y con acolchado de virutas de madera. Robichaud *et al.* (2008a), observaron que en su estudio las precipitaciones de alta intensidad y eventos de lluvia de alta duración produjeron la mayor parte de la escorrentía registrada.

		Lluvia acumulada (mm año ⁻¹)	I_{30}
Control	Escorrentía 2012	0.782**	0.715*
	Escorrentía 2013	0.792**	0.717*
Fajinas	Escorrentía 2012	0.951**	0.880*
	Escorrentía 2013	0.686*	0.703*

Tabla 19. Coeficientes de correlación (r) entre los parámetros de escorrentía acumulada anual, obtenida en las parcelas control y tratadas y la precipitación total e I_{30} . La significatividad del coeficiente de correlación viene indicada con un asterisco para $p<0,05$ y con dos asteriscos para $p<0,01$ con un tamaño de muestra $n=11$.

5.6. EVOLUCIÓN DE LOS SEDIMENTOS Y DEL AGUA DE ESCORRENTÍA A LO LARGO DEL TIEMPO

Durante el año 2012 se registró una precipitación media de 317 mm y el mayor evento de erosión hídrica se correspondió con la fecha del 20 de octubre (fig. 41). En este mes se presentó la precipitación mensual más alta, que supone alrededor del 47% del total anual y en la fecha indicada se tuvo la precipitación diaria más alta (69,4 mm) así como la más alta I_{30} ($23,6 \text{ mm h}^{-1}$) de todo el 2012. Debido a ese evento erosivo se recogió la mayor cantidad de sedimento en ese año, casi un 75% del total en las parcelas control y alrededor de un 50% de la escorrentía anual. Esto se corresponde con el estudio de Prats et al. (2013) en el que la mayor cantidad de eventos de lluvia están relacionados con un patrón estacional siendo más altos durante los meses de otoño y al igual que sucede en nuestro estudio en el año 2012, presentando los mayores valores de escorrentía en esas fechas.

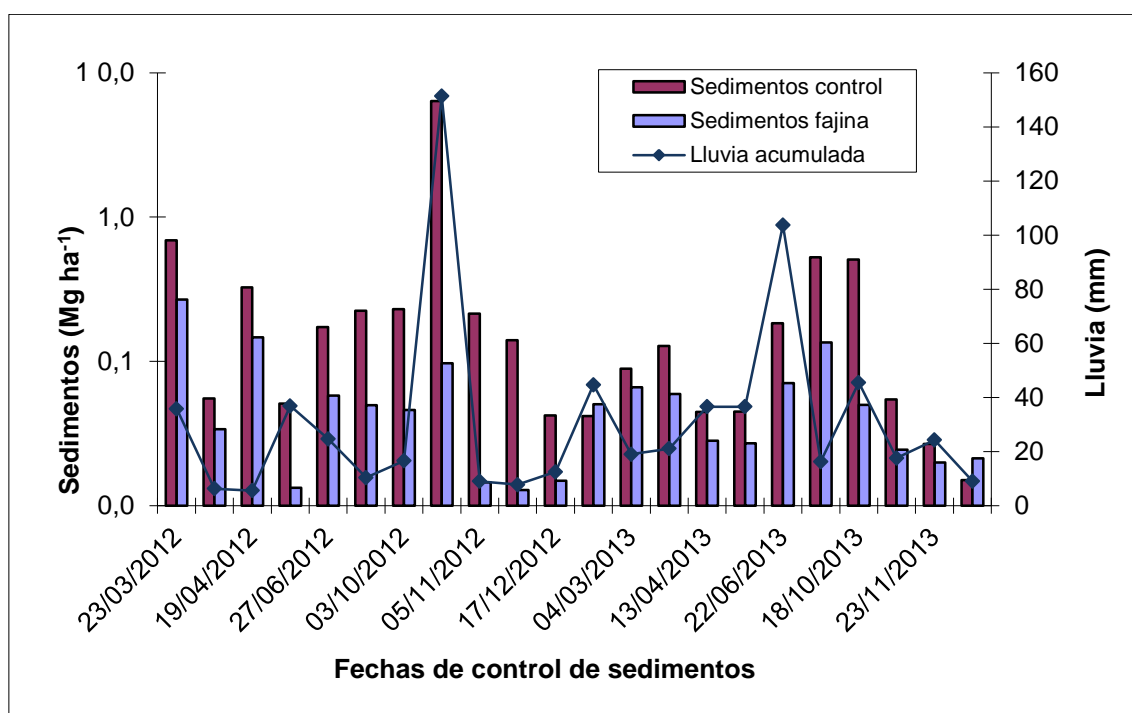


Fig. 41. Evolución temporal de los sedimentos y de la precipitación en las cuatro zonas de estudio durante los dos años de estudio (2012-2013).

En este evento de lluvia del 20 de octubre del 2012 en el que cayeron 151,4 mm y hubo una I_{30} de $23,6 \text{ mm h}^{-1}$ se observa que las fajas presentaron una efectividad muy alta al mostrar unos rendimientos del 98,5% (tabla 20), algo que no ocurre en otros estudios en los que se indica que las fajas no son adecuadas para zonas que presenten eventos de alta intensidad tras fuegos de elevada severidad (Fernández y Vega, 2016; Fernández *et al.*, 2011; Robichaud *et al.*, 2005, 2008a, 2008b, Wagenbrenner *et al.*, 2006). Cabe destacar además, que aunque las tasas de erosión son más altas en el primer año después del incendio

(Robichaud et al., 2000), en el Mediterráneo es común que se produzcan picos de erosión hasta tres años después del incendio (Shakesby, 2011) atribuido a la baja precipitación anual de las zonas y escasa recuperación de la cubierta vegetal.

Fecha de recogida de sedimentos	Precipitación (mm)	I ₃₀ (mm h ⁻¹)	Día de máximo I ₃₀	Sedimentos (Mg ha ⁻¹)			Escorrentía (mm)		
				Control	Fajina	Δ (%)	Control	Fajina	Δ (%)
23-mar-12	35,8	8,6	21-mar	0,69	0,27	61,10	0,31	0,12	60,9
10-abr-12	6,3	2	05-abr	0,06	0,03	38,70	0,00	0,00	50,9
19-abr-12	5,6	2	14-abr	0,33	0,15	55,00	0,00	0,00	-
7-may-12	36,9	5,6	04-may	0,05	0,01	73,80	0,14	0,00	99,9
27-jun-12	24,7	6,6	02-jun	0,17	0,06	66,40	0,00	0,00	-
27-ago-12	10,4	11	26-jul	0,22	0,05	77,80	0,00	0,00	-
3-oct-12	16,6	4,4	29-sep	0,23	0,05	80,00	0,01	0,02	-81,5
30-oct-12	151,4	23,6	20-oct	6,37	0,10	98,50	3,44	2,71	21,1
5-nov-12	9	4	04-nov	0,21	0,01	93,20	1,72	0,37	78,3
19-nov-12	7,8	3,2	17-nov	0,14	0,01	90,80	1,25	0,07	94,2
17-dic-12	12,5	2	26-nov	0,04	0,01	64,70	0,00	0,00	-
Total 2012	317	-	-	8,51	0,76	91,1	6,87	3,29	52,1
4-feb-13	44,7	4,8	19-ene	0,04	0,05	-19,00	0,54	0,03	94,4
4-mar-13	19	2	10-feb	0,09	0,07	25,40	0,06	0,01	76,4
22-mar-13	21,1	3,8	07-mar	0,13	0,06	53,37	0,26	0,14	47,9
13-abr-13	36,6	3,8	03-abr	0,04	0,03	37,04	0,23	0,00	100,0
4-may-13	36,6	4,4	29-abr	0,04	0,03	39,69	1,09	0,23	78,5
22-jun-13	103,7	50,8	27-may	0,18	0,07	61,50	2,20	0,68	69,0
12-sep-13	16,3	3,6	06-sep	0,53	0,14	74,28	0,40	0,17	58,5
18-oct-13	45,5	13,8	04-oct	0,51	0,05	90,19	1,63	0,43	73,7
9-nov-13	17,6	9,6	19-oct	0,05	0,02	55,17	0,02	0,02	-44,4
23-nov-13	24,3	3,6	16-nov	0,03	0,02	25,84	1,41	0,53	62,6
31-dic-13	9,1	3,8	25-dic	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00	82,6
Total 2013	374,5	-	-	1,66	0,56	52,1	7,86	2,24	71,5

Tabla 20. Fechas de recogida de sedimentos, precipitaciones, I₃₀, fechas de máximo I₃₀, sedimentos y escorrentía de las zonas control y tratadas y rendimientos de ambas para cada fecha de recogida.

En el año siguiente de estudio, la precipitación media registrada fue de 374,5 mm. El día 27 de mayo se registró la más alta I₃₀ de todo el 2013 con un valor de 50,8 mm h⁻¹. Durante el periodo de del 4 de mayo al 22 de junio cayeron 103,7 mm, aproximadamente el 27% de la precipitación anual. Sin embargo, al contrario de lo ocurrido en el año 2012, en ese periodo de lluvia, con valores de I₃₀ superiores al del año anterior, los sedimentos recogidos no fueron tan elevados como los recogidos en otras fechas con menores cantidades de precipitación e inferiores I₃₀. Esto no ocurre en otros estudios de fajinas en los que los sedimentos sí que se relacionan con las precipitaciones y con las I₃₀ independientemente del año. Es el caso de

Wagenbrenner *et al.* (2006) en los que a mayores precipitaciones e intensidades, mayores cantidades de material erosionado en los tres años de estudio.

En el estudio de hidromulching realizado por Prats *et al.* (2013) las I_{30} máximas que sufrieron en los años de análisis estuvieron en el rango de 21-29 mm h⁻¹ en el primer año de estudio y de 15 mm h⁻¹ el segundo año de estudio. Vemos que las primeras se acercan al valor de nuestro máximo en el 2012 mientras que el segundo valor es muy inferior al sufrido por nosotros en el 2013.

Durante todo el tiempo de estudio vemos una gran variabilidad en las precipitaciones, de manera que en el 2012 tenemos precipitaciones de 5,6 a 151,4 mm de lluvia acumulada en cada evento lluvioso y en el 2013 de 9,1 a 103,7 mm. Wagenbrenner *et al.* (2006) en su estudio de Colorado también encontraron una gran variabilidad espacial en la magnitud de los eventos de tormentas individuales que iban de 3 a 48 mm en la zona de Bobcat y de 2,8 a 38 mm en la zona de Spruce, aunque la media de la precipitación para esas tormentas fuera de unos 10 mm.

Tanto en el año 2012 como en el año 2013 un porcentaje muy bajo de las precipitaciones se convirtió en escorrentía en las parcelas control (alrededor de un 2 %), al contrario de lo que sucede en otros estudios como en el de (Prats *et al.*, 2013; Robichaud *et al.*, 2008a) en el que aproximadamente la mitad de las precipitaciones se convierten en escorrentía. Esto puede ser debido al alto contenido de materia orgánica y las elevadas tasas de porosidad que se encontraron en los suelos de las diferentes zonas, especialmente en los calizos, que produjeron un aumento en la infiltración del agua precipitada. Otra razón puede deberse a la eliminación, mediante el fuego, de la repelencia existente en los primeros horizontes del suelo de los bosques de pinos (Badía *et al.*, 2014) y en algún caso aislado también puede deberse a que durante el periodo de estudio se dieron situaciones de que la cantidad de agua había superado la capacidad de las trampas de sedimentos desbordándolos y también en ocasiones se pudo producir una evaporación del agua al pasar una cierta cantidad de días en ir a recoger las muestras.

Como podemos observar en la tabla 21, los parámetros de lluvia y de escorrentía fueron claves para explicar la pérdida del suelo en el año 2012 en las parcelas control, ya que presentaban altos índices de correlación. No ocurre así con la erosión de sedimentos acaecida en el año 2013 en las parcelas control ni en las parcelas tratadas en los dos años de estudio ya que tanto una como las otras presentaban (a excepción de la parcela control de Yesos Sur en 2013) porcentajes de suelo desnudo inferiores al 50%. Ocurre lo mismo en otros estudios en el noroeste de España (Fernández y Vega, 2016; Vega *et al.* 2014; Fernández *et al.*, 2011) en los que los parámetros de lluvia fueron más importantes que la cubierta vegetal para explicar la pérdida de suelo durante el primer año después del fuego o en el caso de Robichaud *et al.* (2008a) en el que se observó que las precipitaciones de alta intensidad produjeron la mayor parte de los rendimientos de los sedimentos. Sin embargo en el estudio de Wagenbrenner *et al.* (2006) los rendimientos de los sedimentos no se relacionaron significativamente ni con la

lluvia total ni con la intensidad de ésta, si bien sí que se ve una reducción en la producción de sedimentos conforme pasa el tiempo, independientemente de la intensidad y cantidad de la precipitación debido a una recuperación natural de las áreas quemadas.

		Lluvia acumulada (mm)	I_{30} (mm h ⁻¹)	Escorrentía (mm)
Control	Sedimentos 2012	0.968**	0.906**	0.843**
	Sedimentos 2013	0.111	0.167	0.295
Fajinas	Sedimentos 2012	0.218	0.260	0.014
	Sedimentos 2013	0.100	0.158	0.089

Tabla 21. Coeficientes correlación (r) entre los sedimentos de las parcelas control y tratadas y la precipitación total, I_{30} y escorrentía. La significatividad del coeficiente de correlación viene indicada con dos asteriscos para $p < 0,01$ con un tamaño de muestra $n=11$.

Conclusiones

Tras la realización del estudio y una vez observados los resultados de los mismos se pueden obtener las siguientes conclusiones:

1. Durante el año 2012 las fajinas tuvieron los mayores rendimientos de sedimentos en Calizas Sur (97,3%), seguidas de Yesos Sur (97,1%) y Calizas Norte (83,2%) y en último lugar la zona de Yesos Norte (78,1%), única zona donde el rendimiento no es estadísticamente significativo. La zona que presentó mayor tasa de erosión fue en la zona control de Calizas Norte ($13,35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y la mínima Yesos Norte control ($1,05 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), lo que se relaciona con las propiedades del suelo y su cubierta.

Paralelamente, durante 2012 las fajinas presentaron los mayores rendimientos en agua de escorrentía en Yesos Norte (62,7%), seguidas de Yesos Sur (57,2%) y Calizas Sur (47,3%) y en último lugar la zona de Calizas Norte (36,8%). La zona que presentó mayor tasa de escorrentía fue la zona control de Yesos Norte ($8,69 \text{ mm año}^{-1}$) siendo además la única en la que se encontraron diferencias significativas. La zona con menor tasa de escorrentía fue Yesos Sur con $5,33 \text{ mm año}^{-1}$.

2. En el año 2013 las fajinas presentaron mayores rendimientos en Yesos Sur (94,8%), seguidos por Yesos Norte (77,1%) y Calizas Sur (50%) y en último lugar Calizas Norte (-29,1%). La zona que presentó mayor tasa de erosión fue la zona control de Yesos Sur ($3,44 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), siendo la única que ese año presentó rendimientos significativos. La zona con menor tasa de erosión fue la zona control de Calizas Norte ($0,86 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) lo que se relaciona con los porcentajes de suelo desnudo.

En el caso de la escorrentía, los mayores rendimientos se observaron en Yesos Sur (99%), seguido de Yesos Norte (71,6%), Calizas Sur (46%) y en último lugar Calizas Norte (-0,5%). La zona que presentó la mayor tasa de escorrentía fue Yesos Sur ($12,25 \text{ mm año}^{-1}$) siendo la única que ese año presentó rendimientos significativos. La zona con menor tasa de escorrentía fue la zona control de Calizas Norte ($1,94 \text{ mm año}^{-1}$) lo que se relaciona con los porcentajes de suelo desnudo.

3. La cubierta vegetal ha sido mayor en las laderas orientadas al norte y sobre suelos calizos al ser estos más fértiles. Se ha observado una variación estacional de la cubierta vegetal, más acentuada en las laderas sur, debido a la abundancia de especies herbáceas.
4. Al final del periodo de estudio (2013) y el segundo año de la instalación de las fajinas todas las zonas presentaron porcentajes de suelo desnudo por debajo del 30% lo que se tradujo en una disminución de la erosión y de la escorrentía de manera que la

efectividad de las fajinas no presentó diferencias significativas. La excepción fue la parcela Yesos Sur donde no se alcanzó dicho valor y la erosión continuó siendo significativa.

5. Las fajinas ofrecen en nuestro estudio una cobertura del suelo del 20-40% protegiéndolo así de la erosión, frente a otro tipo de tratamientos que disminuyen su cobertura con el tiempo. Si bien cabe destacar el problema de gestión en las laderas que pueden provocar las fajinas en su futuro deterioro.
6. Tanto la lluvia acumulada como la I_{30} estuvieron directamente correlacionadas con la producción de sedimentos durante el primer año de estudio (2012) en las parcelas control. Por lo que observamos que sin la cobertura del suelo adecuada, estos parámetros son los causantes de los procesos erosivos.
7. La lluvia acumulada y la I_{30} presentaron una correlación significativa con la escorrentía durante todo el estudio, siendo más significativo el primer parámetro que el segundo.

Resumen

Una de las consecuencias de los incendios forestales es el aumento de la escorrentía y erosión de las zonas quemadas. Entre los múltiples tratamientos post-incendio, el presente estudio se ocupa de comprobar la efectividad de las fajinas instaladas en los montes de Castejón de Valdejasa tras el incendio acaecido en el verano del 2009. Para ello se seleccionaron cuatro zonas de estudio diferenciando dos tipos de suelo (calizo y yesoso) y dos orientaciones de las laderas (norte y sur), con tres réplicas por zona. En dichas zonas se cuantificó la cantidad de sedimentos y escorrentía producidos durante los años 2012 y 2013, inmediatamente después de la instalación de las fajinas que fueron colocadas a finales del 2011. También se realizaron análisis de las propiedades del suelo de las distintas zonas así como de la calidad del agua de escorrentía.

Durante el 2012 las fajinas presentaron un rendimiento del 91,1% al disminuir la erosión de 8,51 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en las parcelas control a 0,76 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en las parcelas tratadas y siendo su actuación significativa en tres de las cuatro zonas de estudio. Se observaron mayores rendimientos de las mismas en las zonas orientadas al sur. Así mismo también produjeron una reducción significativa de la escorrentía cuyos valores variaron de 6,88 mm año⁻¹ en las parcelas control a 3,30 mm año⁻¹ en las parcelas fajinadas, lo que supuso un 52% de rendimiento. Tanto los valores de sedimentos como de escorrentía disminuyeron en el año 2013 debido a un crecimiento de la vegetación que se produjo en todas las zonas a excepción de Yesos Sur. La cantidad de suelo desnudo al final del estudio fue inferior al 50% en todas las zonas menos en la indicada, por lo que solamente en esta última se observaron diferencias significativas en erosión y en escorrentía.

Aunque el primer año después del incendio es cuando mayores cantidades de erosión se producen, el presente estudio demuestra que las medidas de tratamiento post-incendio, en zonas semiáridas, son efectivas aún en el tercer y cuarto año después del siniestro, sobre todo en laderas orientadas al sur con suelos pobres al producirse una lenta regeneración de la vegetación existente.

Agradecimientos

En primer lugar querría expresar mi agradecimiento al director de este proyecto, el Dr. David Badía, ya que fue él quien puso este proyecto en mis manos con todo lo que eso conlleva, gracias por darme la oportunidad de conocer este campo de estudio, que de otra manera habría quedado baldío. Gracias por estar siempre disponible, por atenderme pese a las prisas, por la profesionalidad y por la paciencia consumida a lo largo de todo este trabajo, que me consta, ha sido mucha.

Debo agradecer también a Clara Martí su ayuda en cuanto a estadística se refiere. Es un placer aprender de ella sea cual sea la materia, pues a la vez que te transmite conceptos te regala siempre una sonrisa, y eso no se paga con nada. A Gabriel de la Fuente también gracias por la paciencia demostrada en cada uno de los conceptos de estadística que le preguntaba llamada tras llamada, es un orgullo tener a alguien como tú en la familia.

Quisiera agradecer también a la Sección de Incendios y Gestión Forestal de la DGA, en especial a Rubén Hernández, su amabilidad y su tiempo a la hora de explicarme el avance e informe del incendio y las medidas de restauración de la zona afectada.

Gracias a Asun y a Belén por toda la ayuda prestada en el laboratorio, a veces no tenía ni que abrir la boca para tener lo que necesitaba. Pero no sólo por eso, sino por hacer más cálidas las horas allí pasadas. Gracias también a aquellos con los que he compartido ratos en el laboratorio, pues la compañía lleva consigo la aparición de nuevas ideas y eso siempre enriquece.

A Sergio Prats quiero expresarle mi agradecimiento por aquella visita a las fajinas en la que me explicó tantas cosas en muy poco tiempo. Nunca he recibido tanto conocimiento tan concentrado y me ha sido de tanta utilidad. ¡Gracias!

También agradecer a Juan Luis Mora su ayuda en todo. Saber que estaba ahí para preguntarle cualquier duda ha sido una tranquilidad mayor de la que él pueda suponer. Gracias por la ayuda en la retirada de los Gerlach y sobre todo por ser la gran persona que es, además de por el intercambio de conocimiento más allá de la edafología.

Agradecer también a Javier Martínez Aznar la colocación de los Gerlach y el trabajo previo a este proyecto, así como enseñarme cómo se debían llevar a cabo las mediciones y sobre todo y muy importante: “cómo pasar ese maldito barranco y no morir en el intento”.

A todos aquellos que me habéis acompañado en alguna ocasión a realizar las mediciones, gracias. En especial a Miguel Ángel Lafuente, que depuró la técnica de recogida de sedimentos y que me tradujo tanta información. Pero gracias también a Inés, Pi, Thomas Guillot, y otros que me han acompañado por los montes de Castejón pese al viento y al frío.

Gracias por el apoyo moral “a mis chicos de las viñas”, con vosotros es imposible caer. En especial a Vega, sin la que hubiera sido posible este trabajo. Gracias por esas interminables charradas telefónicas que terminaban con un dinosaurio, un plátano y un “venga que podemos”.

Gracias a mis amigos y familia por la paciencia de estos últimos meses. Concretamente de entre mis amigos a Inés y a Jesús, por su apoyo mental e informático constante, y de entre la familia a Cristina Blanco (tenerte con nosotros es lo mejor que nos ha podido pasar) y a mi “hermana-prima” Pili, que siempre intercede por mí, pese a su genio es la que tiene el corazón más grande de todos.

Y por último y no por ello menos importante, gracias a mis padres y a mi compañero Mati. Son mi piedra angular. Por culpa de los primeros soy lo que soy, y llego hasta donde llego, mis logros son los suyos y no podré agradecerse lo nunca lo suficiente.

Bibliografía

- Alloza, J.A., García-Barreda, S., Gimeno, T., Vallejo, 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. Madrid. España. 185 pp.
- Almorox, J., López, F., Rafaelli, S.** 2010. La degradación de los suelos por erosión hídrica: métodos de estimación. Universidad de Murcia. Murcia. 384 pp.
- Álvarez, E., Cortés, F.J.** 2007. Modelo de colaboración entre Administraciones Públicas para la lucha contra los incendios forestales en la Comunidad Autónoma de Aragón (España). Wildfire 2007. 4ª Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales. 11 pp. www.fire.uni-freiburg.
- Arenas, C., Alonso Zarza, A.M., Pardo, G.** 1999. Delodomitization and other early diagenetic processes in Miocene lacustrine deposits, Ebro Basin (Spain). *Sedimentary Geology*, 125: 23-45.
- Arnaldos, J., Navalón, X., Pastor, E., Planas, E., Zárate, L.** 2004. Manual de ingeniería básica para la prevención y extinción de incendios forestales. Ediciones Mundi-Prensa, Barcelona, España. 414 pp.
- Aznar, J.M.** 2012. El fuego, de aliado a enemigo. *Flamma*. Vol. 3, 3. 19-23.
- Aznar, J.M., González-Pérez, J.A., Badía, D., Martí, C.** 2014. Al what depth are the properties of a gypseous forest topsoil affected by burning? *Land Degradation & Development*. DOI:10.1002/ldr.2258.
- Aznar, J.M.** 2017. Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas y las tasas de erosión en los Montes de Castejón (Valle Medio del Ebro). Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza. 121 pp.
- Badía, D., Martí, C.** 1994a. Mejora del valor pastoral y medio-ambiental de zonas semiáridas degradadas mediante técnicas de revegetación, remicrorrización y acolchado: I. Aplicación en suelos yesosos (*Gypsic Regoso*). *Lucas Mallada* 6, 17-36.
- Badía, D., Martí, C.** 1994b. Mejora del valor pastoral y medio-ambiental de zonas semiáridas degradadas mediante técnicas de revegetación, remicrorrización y acolchado: II. Aplicación en suelos margosos (*Calcaric Regoso*). *Lucas Mallada* 6, 37-54.
- 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, 219-32.
- Badía, D., Martí, C.** 2009. Zonas afectadas por incendios forestales. Estudio de casos en el valle medio del Ebro en **Cerdà, A., Mataix-Solera, J.** (eds). 2009. 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 Valencia. 529 pp.

- Badía, D., Martí, C., Aznar, J.M., León, J.** 2013. Influence of slope and parent rock on soil génesis and classification in semiarid mountainous environments. *Geoderma* 193-194, 13-21.
- Badía, D., González-Pérez, J.A., Aznar, J.M., Arjona, B., Martí, C.** 2014. Changes in weather repellency, aggregation and organic matter of a mollic horizon burned in laboratory: soil depth affected by fire. *Geoderma* 213, 400-407.
- 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.
- Barberá, G.G., López Bermúdez, F., Romero Díaz, A.** 1997. Cambios en el uso del suelo y desertificación en el Mediterráneo: el caso del sudeste ibérico. En García J.M.; López P. (eds.). *Acción humana y desertificación en ambientes mediterráneos*, 9-39. Consejo Superior de investigaciones Científicas. Instituto Pirenaico de Ecología. Zaragoza.
- Bautista, S., Bellot, J., Vallejo, V.R.** 1996. Mulching Treatment for Postfire Soil Conservation in a Semiarid Ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10, 235-242.
- Bermúdez, F.L.** 1993. La erosión del suelo en el riesgo de desertificación de España. En *Medio Ambiente y desarrollo antes y después de Río-92*. Fundación Marcelino Botín. International Union of Geological Sciences. Santander. 119-147. (XIII). 317 pp.
- Bermúdez, F.L., García, J.M.** 2008. La degradación del suelo por erosión hídrica en España. En **Cerdà, A.** 2008. *Erosión y degradación del suelo agrícola en España*. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València. 238 pp.
- Birot, Y., Borgniet, L., Camia, A., Dupuy, J.L., Fernandes, P., Goldammer, J.G., González-Olabarria, J.R., Jappiot, M., Lampin-Maillet, C., Mavsar, R., Montiel-Molina, C., Moreira, F., Moreno, J.M., Rego, F., Rigolot, E., San-Miguel, J., Vallejo, R., Vélez, R.** 2009. Convivir con los incendios forestales: Lo que nos revela la ciencia. Una aportación al Diálogo Político-Científico. Ed. Yves Birot. European Forest Institute discussion paper, 15. Finlandia. 90 pp.
- Boix-Fayos, C., Calvo, A., Imeson, A.C., Soriano, M.D., Tiemessen, I.R.** 1998. Spatial and short-term temporal variations in runoff, soil aggregation and other soil properties along a Mediterranean climatological gradient. *Catena* 33, 123-138.
- Bond, W.J., Keeley, J.E.** 2005. Fire as a global "herbivore": the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 20 No. 7, 387-394.
- Boyadjeviev, T.G.** 1974. Contribution to the knowledge of gypseous soils. AGON/SF/SYR/67/522, FAO. Rome en **Desir, G.** 2001. *Erosión hídrica de terrenos yesíferos en el sector central de la depresión del Ebro*. Publicaciones del consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza. 326 pp.
- Briones, F.** 2007. *Manual de incendios forestales para cuadrillas*. 2ª Edición revisada. Gobierno de Aragón. 343 pp.

- Casado, A.B.** 2010. Actuaciones de restauración del M.U.P. nº 84 “Derecha del Ebro, Val de la Erasa y Sierra de Rivas” afectado por el incendio en Fayón en 2009. Memoria. <https://servicios.aragon.es/>
- Cerdà, A.** 1995. Surface hidrology of three burn soils, south-east Spain. En **Fancheti, R.; Balabanis, P.D. y Rubio J.L.**(eds) Desertification in a European context. Physical and socio-economic aspects. European Commission. Bruselas. 437-445 pp.
- Cerdà, A.** 2000. Aggregate stability against water forces under different climates on agriculture land and scrubland in southern Bolivia. *Soil & Tillage Research* 57: 159–166.
- Cerdà, A.** 2001. La erosión del suelo y sus tasas en España. *Ecosistemas. Revista de ecología y medio ambiente.* Asociación española de ecología terrestre. Año X, nº3. Septiembre-Diciembre.
- Cerdà, A.** 2008. Erosión y degradación del suelo agrícola en España. Ed. Artemi Cerdà. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València. 238 pp.
- Cerdà, A., Imeson, A.C., Calvo, A.** 1995. Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. *Catena* 24, 289-304.
- Cerdà, A., Doerr, S.H.** 2005. Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation. *International Journal of Wildland Fire* 14, 423-437.
- Cerdà, A., Bodí, M.B.** 2007. Erosión hídrica en suelos afectados por incendios forestales. En **Mataix-Solera** (ed). *Incendios forestales, Suelos y Erosión Hídrica.* Caja Mediterráneo. CEMACAM. Alicante. 196 pp.
- Cerdà, A., Mataix-Solera, J.** (eds). 2009. 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 Valencia. 529 pp.
- 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. *Science of the Total Environment.* 399, 158–164.
- Costa, A., Castellnou, M., Larrañaga, A., Miralles, M., Daniel P.** 2011. La prevención de los grandes incendios forestales adaptada al tipo de incendio. Unitat Tècnica del GRAF, Divisió de Grups Operatius Especials. Direcció General de Prevenció, Extinció d’Incendis i Salvaments. Departament d’Interior. Generalitat de Catalunya. Barcelona. 87 pp.
- De las Heras, J., Martínez, J.J., Herranz, J.M.** 1993. Impacto ecológico de los incendios forestales. Cátedra de Botánica Forestal y Ecología y Medio Ambiente. Escuela Universitaria Politécnica de Albacete. 105-117.
- De Wolfe, V.G., Santi, P.M., Ey, J., Gartner, J.E.** 2008. Effective mitigation of debris flows at Lemon Dam, La Plata Country, Colorado. *Geomorphology* 96, 366-377.

- DeBano, L.F., Neary, D.G., Folliott, P.F.** 1998. Fire's Effects on Ecosystems. John Wiley & Sons, New York. 352 pp.
- Desir, G.** 2001. Erosión hídrica de terrenos yesíferos en el sector central de la depresión del Ebro. Publicaciones del consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza. 326pp.
- DGA.** 2017. Incendios forestales en Aragón. Año 2013. www.aragon.es
- EFFIS,** 2013. Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2012. JRC Technical Reports. Join report of JRC and Directorate-General Environment. European Commission. www.effis.jrc.ec.europa.eu
- EFFIS,** 2016. Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2015. JRC Technical Reports. Join report of JRC and Directorate-General Environment. European Commission. www.effis.jrc.ec.europa.eu
- Enrique, E.** 2010. Lecciones aprendidas en los grandes incendios forestales. Taller. Experiencias adquiridas de los grandes incendios 2007-2009. Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino. 29 pp.
- European Commission.** 2017. www.ec.europa.eu
- FAO.** 2007. Fire management- global assessment 2006. Roma. 135 pp.
- FAO y GTIS.** 2015. Estado mundial del Recurso Suelo (EMRS)- Resumen técnico. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura y Grupo Técnico Intergubernamental de Suelos. Roma. 79 pp.
- FAO.** 2017a. El manejo de suelos afectados por salinidad. www.fao.org
- FAO.** 2017b. El manejo de suelos yesíferos. www.fao.org
- Fernández, C., Vega, J.A., Jiménez, E., Fontubel, T.** 2011. Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). International Journal of Wildland Fire 20, 104-14.
- 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.
- Fox, D.M.** 2011. Evaluation of the efficiency of some sediment trapping methods after a Mediterranean forest fire. Journal of Environmental Management 92, 258–265.
- Giovaninni, G., Vallejo, R., Luchesi, S., Bautista, S., Ciompi, S., Llovet, J.** 2001. Effects of land use and eventual FIRE on soil erodibility in dry Mediterranean conditions Forest Ecology and Management, 15(3), 229-240.
- Gracia, C.** 2005. La flora de Zuera y sus pinares. Editorial Prames. Zaragoza. 223 pp.

- Groen, A.H., Woods, S.W.** 2008. Effectiveness of aerial seeding and straw mulch for reducing post-wildfire erosion, north-western Montana, USA. *International Journal of Wildland Fire* 17, 559-571.
- Herrero, C., Boixadera, Danés, R., Villar, J.M.** 1993. Mapa de sòls de Catalunya. 1:25.000. Full nº 360-1-2 Bellvís. D.G.P.I.A.-I.C.C. 198 pp. y mapa. Barcelona.
- Hudson, N.** 1982. Conservación del suelo. Ed. Reverté. Barcelona.352 pp.
- Inbar, M., Tamir, M., Wittenberg, L.** 1998. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology* 24, 17-33.
- Inbar, A., Ben-Hur, M., Sternberg, M., Lado, M.** 2015. Using polyacrylamide to mitigate post-fire soil erosion. *Geoderma* 239-240, 107-114.
- Kaiser, J.** 2004. Wounding earth's fragile skin. *Science*, 304. 1616-1618.
- Kemper, W.D., Koch, E.J.** 1966. Aggregate stability of soils from Western portions of the United States and Canada. US Department Agricultural Technical Bulletin, 1355.
- Kirkby, M.J., Morgan, R.P.C.**1984. Erosión de suelos. Ed. Noriega Limusa. México. 375 pp.
- León, F.J.** 2014. Comportamiento hidrogeomorfológico tras incendios forestales en escenarios semiáridos. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza. 192 pp.
- López, M., Cubo, J.E., Jemes, V., Mondelo, R., Muñoz, A., Parra, P.J.** 2015. Incendios forestales en España. Año 2013. Gobierno de España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 94 pp.
- MAGRAMA.** 2016. Impactos del cambio climático en los procesos de desertificación en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 27 pp.
- MAPAMA.** 1994. Los incendios forestales en España durante 1994. Madrid. 94 pp. www.mapama.gob.es
- MAPAMA.** 2012. Los incendios forestales en España. Decenio 2001-2010. Madrid. www.mapama.gob.es
- MAPAMA.** 2014. Incendios forestales en España. Año 2012. Madrid. 91 pp. www.mapama.gob.es
- MAPAMA.** 2016. Los incendios forestales en España. 1 enero – 31 diciembre 2016. Avance informativo. www.mapama.gob.es
- Marañón-Jiménez, S., Castro, J.** 2013. Effect of decomposing post-fire coarse woody debris on soil fertility and nutrient availability in a Mediterranean ecosystem. *Biogeochemistry* 112, 519-535.
- Marey, M.F., Fuentes, I., Saavedra, P., González, W.** 2017. Patrón espacial de los incendios forestales en Galicia. 7º Congreso Forestal Español. Gestión del monte: servicios ambientales y bioeconomía. Ed. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Plasencia

- Marqués, M.A., Mora, E.** 1992. The influence of aspect on runoff and soil loss in a Mediterranean burnt forest. *Catena* 19,333-344.
- Martín, M.P., Chuvieco, E., Aguado, I.** 1998. La incidencia de los incendios forestales en España. *Serie Geográfica Vol. 7.* 23-36.
- Mataix-Solera, J.** 1999. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis de doctorado. Universidad de Alicante. 330 pp.
- Mataix-Solera, J., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero C., Moral R.** 2002. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*, 11,107-114.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A.** 2009. Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España. Universidad de Valencia. 529 pp.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordan, A., Zavala, L.M.** 2011. Fire effects on soil aggregation: a review. *Earth-Science Reviews* 109, 44-60.
- Mbagwu, J.** 2004. Aggregate stability and soil degradation in the tropics. Invited presentations College on Soil Physics 2003. Trieste, Italy. p. 245-252.
- Molina, D.** 2000. Planes de quemas controladas. Cuadernos de la S.E.C.F. Nº 9. 265-279 pp.
- Montiel, C.** 2013. Presencia histórica del fuego en el territorio. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 230 pp. www.ucm.es
- MOPT.** 1992. Atlas nacional de España. 39. Problemas medioambientales. Ministerio de Fomento. Instituto Geográfico Nacional. 16 pp.
- Morgan, R.P.C.** 1997. Erosión y conservación del suelo. Ed. Mundi prensa. Madrid. 343 pp.
- Murer E.J., Baumgarten, A., Eder, G., Gerzabek, M.H., Kandeler, E., Rampazo, N.** 1993. An improvised sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS). In: Brussad, L., Kooistra, M.J. (eds.). *International Workshop on methods research on soil structure/soil biota interrelationships*. *Geoderma*, 56: 539-547.
- Oldeman, L., Hakkeling, R., Sombroek, W.** 1991. World Map of the Status os Human-induced Soil Degradation. ISRIC, Wageningen, Países Bajos y UNEP, Nairobi, Kenya en **FAO.** 2002. *Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030. Informe resumido.* 97 pp.
- Pausas, J.G., Keeley, J.E.** 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *Bioscience*, 59, 7, 593-601.
- Pausas, J.** 2012. Incendios forestales. CSIC. 119 pp.
- Paz, A., Taobada, M.T.** 2001. Avances sobre el estudio de la erosión hídrica II. I Congreso Nacional sobre Erosión Hídrica. La Coruña. Universidade da Coruña. 176 pp.

- Pérez-Cabello, F., Echeverría, M., de la Riva, J., Ibarra, P.** 2011. Apuntes sobre los efectos de los incendios forestales y restauración ambiental de áreas quemadas. Estado de la cuestión y principios generales. *Geographicalia*, 59-60, 295-308.
- Plana, E., Domínguez, G., Sangrà, G., Garriga F.** 2001. Análisis de la problemática de los incendios forestales de gran dimensión: Un enfoque integral. III Congreso Forestal Español. Granada. www.secforestales.org
- Plana, E., Font, M., Serra, M., Vilalta, O.** 2016. El fuego y los incendios forestales en el Mediterráneo; la historia de una relación entre bosques y sociedad. Cinco mitos y realidades para saber más. Proyecto eFIREcom. Ediciones CTFC. 36 pp.
- Porrero, M.A.** 2001. Incendios forestales. I. Investigación de causas. Ediciones Mundi-Prensa, Barcelona, España. 158 pp.
- Porta J., M. López-Acevedo, C. Roquero.** 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 2ª edición. Ediciones Mundi-Prensa, Barcelona, España. 849 pp.
- Prats, S.A., MacDonald, L.H., Monteiro, M., Ferreira, A.J.D., Coelho, C.O.A., Keizer, J.J.** 2012. Effectiveness of forest residue mulching in reducing post-fire runoff and erosion in a pine and a eucalypt plantation in north-central Portugal. *Geoderma* 191, 115-124.
- Prats, S.A, Malvar, M.C., Simoes-Vieira, D.C., MacDonald, L., Keizer, J.J.** 2013. Effectiveness of hydromulching to reduce runoff and erosion in a recently burnt pine plantation in central Portugal. *Land Degradation & Development*. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2236>
- Prats, S.A, Martins, M.A., Malvar, M.C., Ben-Hur, M., Keizer, J.J.** 2014. Polyacrylamide application versus forest residue mulching for reducing post-fire runoff and soil erosion. *Science of the Total Environment* 468-469, 464-474.
- Prats, S.A., Wagenbrenner, J.W., Martins, M.A.S., Malvar, M.C., Keizer J.J.** 2016. Mid-term and scaling effects of forest residue mulching on post-fire runoff and soil erosion. *Science of the Total Environment* 573, 1242-1254.
- Prieto, F.** 1995. Los incendios forestales. Aproximación a una propuesta preventiva generadora de empleo, que actúe sobre sus causas y tendencias. CC.OO. Departamento confederal de ecología y medio ambiente. Madrid. 205 pp.
- Puigdefábregas, J.** 1995. Erosión y desertificación en España. *El Campo* 132: 23-31.
- Puigdefábregas, J, Mendizábal, T.** 1995. Desertification and migrations. Ed. Geofoma. Logroño. 322 pp.
- Raftoyannis, Y, Spanos, I.** 2005. Evaluating of log and branch barriers as post-fire rehabilitation treatments in a Mediterranean pine forest in Greece. *International Journal of Wildland Fire* 14, 183-188.

- Rivas, S.** 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación I.C.O.N.A. Madrid. 268 pp.
- Roquero de Laburu, C.** 1964. Estudio sobre la conservación y mejora del suelo en España. Anales INIA, XIII. 477 pp.
- Robichaud, P.R.** 2005. Measurement of post-fire hillslope erosion to evaluate and model rehabilitation treatment effectiveness and recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 14: 475-785.
- Robichaud, P.R., Beyers, J.L., Neary, D.G.** 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. USDA Forest Service General Technical Report RM-GTR-94. Fort Collins, CO.
- 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, 42-44 pp.
- Robichaud, P.R., Wagenbrenner, J.W., Brown, R.E., Wohlgemuth, P.M., Beyers, J.L.** 2008a. Evaluating the effectiveness of contour-felled log erosion barrier as a post-fire runoff and erosion mitigation treatment in the western United States. *International Journal of Wildland Fire* 17, 255-273.
- Robichaud, P.R., Pierson, F.B., Brown, R.E., Wagenbrenner, J.W.** 2008b. Measuring effectiveness of the three post-fire hillslope erosion barrier treatments, western Montana, USA. *Hydrological Processes* 22, 159-170.
- Robichaud, P.R., Ashmun, L.E., Sims, B.D.** 2010. Post-fire treatment effectiveness for hillslope stabilization. USDA. General Technical Report RMRS-GTR-240. USDA. Colorado. 62 pp.
- 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.
- Rodríguez, J.F., Vicén, F.J.; Badía, D., Ascaso, J.** 2000. Efecto del incendio forestal sobre la sucesión vegetal y erosión en los montes de Castejón de Valdejasa (Zaragoza). *Georgica* 7, 55-68.
- Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., Chamizo, S., Afana, A., Solé-Benet, A.** 2012. Effects of biological soil crust on surface roughness and implications for runoff and erosion. *Geomorphology* 145-146, 81-89.
- Root, H.T., Brinda, J.C., Dodson, E.K.** 2017. Recovery of biological soil crust richness and cover 12-16 years after wildfires in Idaho, USA. *Biogeosciences* 14, 3957-3969.
- Ruíz, J.** 2015. Incendios de vegetación. Manual de incendios. Parte 6. Grupo Tragsa y CEIS Guadalajara. Ed. Griker Orgemer. 53 pp.

- Shakesby, R.A.** 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews* 105, 71-100.
- Santos, R., Fernández, V., Rey, E., Esteban, J.** 2014. Manual de extinción de incendios forestales para cuadrillas. Centro para la Defensa contra el Fuego (CDF). Junta de Castilla y León. Consejería de Fomento y Medio Ambiente. 96 pp. León.
- Schinner F., Ohlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R.** 1996. *Methods in soil biology*. Springer-Verlag. Berlin.
- Scott, A.C., Glasspool, I.J.** 2006. The diversification of Paleozoic fire systems and fluctuations in atmospheric oxygen concentrations. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 103, 10861-10869.
- Taobada, M^a.M., Paz, A.** 2001. Relación entre las facies de superficie de suelos agrícolas y la formación de escorrentía en la zona del complejo de órdenes. En Paz, A. 2001
- TRAGSA.** 1998. Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. Ingeniería Medioambiental. Director: Filiberto López Cárdenas de Llano. Ed. Mundi Prensa. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 193-245. 945 pp.
- Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L.** 2000. Soil erosion risk. Assessment in Europe. European Commission. 34 pp.
- Vega, J.A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Díaz-Raviña, M, Carballas, M.T., Martín, A., González-Prieto; S., Merino, A. Benito, E.** 2013. Acciones urgentes contra la erosión en zonas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia. Andavira Editora. 139 pp.
- Vega, J.A., Fernández, C., Fontúrbel, M.T., González-Prieto, S.J., Jiménez, E.** 2014. Testing the effects of straw mulching and herb seeding on soil erosion after fire in a gorse shrubland. *Geoderma* 223-225, 79-87.
- Vélez, R.** 2000a. La defensa contra incendios forestales. Madrid. Mc. Graw Hill en **Martin, P; Vilalba, D.** 2004. La educación como herramienta en la prevención de incendios forestales. Tabanque: Revista pedagógica. N. 18. 189-206 pp.
- Vélez, R.** 2000b. Perspectiva histórica de la defensa contra incendios forestales, en La defensa contra incendios forestales, Fundamentos y experiencias. Mc Graw-Hill. Madrid. 800 pp.
- Vélez, R.** 2009. Cambio global e incendios forestales: Perspectivas en la Europa Meridional. Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural. Recursos Rurais nº 5: 49.54.
- Wagenbrenner, J.W., MacDonald, I.H., Rough, D.** 2006. Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological processes* 20, 2989-3006.
- Wagenbrenner, J.W., Robichaud, P.** 2014. Post-fire bedload sediment delivery across spatial scales in the interior western Unites States. *Earth Surface Processes and Landforms* 39, 865-876.

- Warren, S.D., St.Clair, L.L., Johansen, J.R., Kugrens, P., Baggett, L.S., Bird, B.J.** 2015. Biological Soil Crust Response to Late Season Prescribed Fire in a Great Basin Juniper Woodland. *Rangeland Ecology & Management* 68, 241-247.
- 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 forested watersheds, southern California. *Hydrological Processes* 15, 3053-3066.