

# Influencia del manejo pre-incendio en suelos quemados



**TRABAJO FINAL DE GRADO**

**AILIN MELISSA LÓPEZ**

**2018**

## Resumen

Los efectos de los incendios forestales en los suelos dependen de muchos factores, entre los que está la historia reciente de la zona y en concreto la carga de combustible, tipo de vegetación, su continuidad, etc. Contamos con pocas investigaciones que estudien que efectos tienen los tratamientos selvícolas de manejo con la finalidad de reducir el riesgo de nuevos incendios y mitigar sus efectos. En el presente trabajo, se evalúan tres diferentes tratamientos selvícolas aplicados en una zona que se vio posteriormente afectada por un incendio forestal en Ódena en 2015. Estos tratamientos fueron: M05 (gestionado 10 años antes), M15 (gestionado justo antes de ocurrir el incendio), y NM (sin gestión). En este estudio se analizaron los siguientes parámetros edáficos: contenido de carbono orgánico del suelo (CO), carbono de la biomasa microbiana (CBM), respiración edáfica basal (REB), la relación entre ambos (qCO<sub>2</sub>) y la actividad de las enzimas β-Glucosidasa (β-Glu) y fosfatasa (PHP). Se observó que el fuego fue algo más severo en la zona tratada en 2005 (M05). El manejo NM mostró valores más altos de carbono de la biomasa microbiana, pero una disminución de las actividades enzimáticas respecto a M05 y M15. De manera que un tratamiento de clareo dejando los restos sobre el suelo influye en la severidad del fuego. Sin embargo, los cambios observados en los diferentes manejos no son tan relevantes como para que supongan graves problemas al funcionamiento del suelo.

*Palabras clave:* manejo, selvícola, incendio forestal, CO, CBM, REB, β-Glu, PHP.

---

## Abstract

The effects of forest fires on soils depend on many factors, among which are the recent history of the area and in particular, the fuel load, the type of vegetation, its continuity, etc. We have little research that studies the effects of silvicultural management treatments in order to reduce the risk of new fires and mitigate their effects. In the present study, three different silvicultural treatments applied in an area that was affected by fire for the last time in Ódena in 2015 are evaluated. These treatments were: M05 (managed 10 years before), M15 (managed just before the fire), and NM (without management). The following edaphic parameters were analyzed: contained organic carbon (CO), microbial biomass carbon (CMB), basal edaphic respiration (REB), the relationship between both (qCO<sub>2</sub>) and the enzymatic activities β-Glucosidase (β-Glu) and phosphatase (PHP). It was observed that the fire was somewhat more severe in the area treated in 2005 (M05). The NM management produced higher carbon values of the microbial biomass, but a decrease in the enzymatic activities with respect to M05 and M15. So a clearing treatment leaving the remains on the ground influences the severity of the fire. However, the changes observed in the different managements are not as relevant as for those who suspect serious problems to the functioning of the soil.

*Keywords:* management, silviculture, forest fire, CO, CBM, REB, β-Glu, PHP.

## HOJA DE ABREVIATURAS

---

**MO:** materia orgánica

**pH:** acidez o alcalinidad respecto a la escala de pH (1-14)

**CE:** conductividad eléctrica

**CO:** carbono orgánico

**S:** saca de madera

**CL:** siglas del inglés *cut and leave* (cortar y dejar)

**CBM:** carbono de la biomasa microbiana

**REB:** respiración edáfica basal

**$\beta$ -Glu:** actividad enzimática  $\beta$ -Glucosidasa

**PHP:** actividad enzimática Fosfatasa

**Na:** sodio

**K:** potasio

**Ca:** calcio

**Mg:** magnesio

**P:** fósforo asimilable

**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N:** amonio

**has:** hectáreas

**M05:** quemado en 1986. Gestionado en 2005. Quemado en 2015

**M15:** quemado en 1986. Gestionado en 2015. Quemado en 2015

**NM:** quemado en 1986. No gestionado en 2015. Quemado en 2015

**M1:** primer muestreo, 13 de octubre de 2015

**M2:** segundo muestre, 26 de mayo de 2016

## AGRADECIMIENTOS

---

Me gustaría mostrar mi gratitud a todas aquellas personas que me han acompañado en este trayecto de mi vida.

Al motor de mi vida, mis padres. Por el apoyo y la fuerza incondicional. Por recorrer el mundo en busca de mi felicidad. Y sobre todo por apoyarme y luchar conmigo para que consiguiera este objetivo.

A mis tutores Jorge y Vicky por poner a prueba su paciencia y por guiarme en este camino. Pero sobre todo gracias por acompañarme desde mi primera clase, por hacernos amar y disfrutar cada asignatura, cada practica de laboratorio, cada excursión y el campamento geoambiental. Gracias por darnos confianza para aprender con vosotros.

Seguramente hoy no escribiría esto si no fuera por mis padrinos mágicos, aquellos que aparecieron el primer año y me enseñaron todo lo que la chica de letras no sabía. Gracias por acompañarme todos estos años, por recoger la toalla cada vez que la tiraba, hacerme amar la ciencia y por enseñarme valores humanos mucho más importantes que todo lo demás. Gracias Ricardo y Margarita.

Agradecer también a Marcos Francos, de la Universidad de Barcelona, por la oportunidad de compartir su trabajo con nosotros y estar en todo momento dispuesto a resolver mis dudas.

Por último, gracias queridos compañeros de universidad. Por marcar un antes y un después en mi vida, por forjar amistades a base de apuntes, nervios y excursiones. Sin vosotros esta experiencia no habría sido igual.

## ÍNDICE

<b>1. Introducción .....</b>	<b>1</b>
1.1. Los incendios forestales .....	1
1.2. El papel del suelo en los incendios forestales.....	2
1.3. Influencia de manejos pre y post incendio en suelos quemados .....	4
<b>2. Antecedentes y objetivos.....</b>	<b>7</b>
<b>3. Material y métodos.....</b>	<b>11</b>
3.1. Zona de estudio .....	11
3.2. Diseño experimental.....	13
3.3. Análisis de laboratorio .....	14
3.4. Análisis estadístico .....	17
<b>4. Resultados y discusión .....</b>	<b>18</b>
4.1. Carbono orgánico .....	18
4.2. Carbono de la biomasa microbiana (CBM).....	19
4.3. Respiración edáfica basal (REB).....	19
4.4. Cociente metabólico ( $qCO_2$ ).....	20
4.5. Actividades enzimáticas.....	21
4.5.1. $\beta$ -Glucosidasa .....	21
4.5.2. Fosfatasa .....	22
<b>5. Discusión .....</b>	<b>24</b>
<b>6. Conclusiones y proyección futura .....</b>	<b>26</b>

## **1. Introducción**

### **1.1. Los incendios forestales**

El fuego es un elemento natural de los ecosistemas terrestres que ha acompañado al ser humano a lo largo de la historia, como así lo demuestra el registro fósil y sedimentario y el gran número de adaptaciones a este fenómeno presentes en numerosas especies (Le Houerou, 1973; Naveh, 1975).

Los ecosistemas mediterráneos han estado y están especialmente influenciados por este fenómeno, hasta el punto que buena parte de la dinámica ecológica y la configuración del paisaje dependen de los incendios (Naveh, 1974; 1975).

Sin embargo, la frecuencia y el régimen de incendios forestales ha cambiado mucho en la historia de los bosques mediterráneos debido, entre otros factores, a la pérdida de la población rural tradicionalmente integrada en el medio que mantenía una relación con el monte, de tal modo que se aprovechaban sus recursos manteniendo la interfaz rural-forestal con menos combustible y por tanto con menos riesgo.

El problema aparece cuando la alteración de la frecuencia de los incendios es tal que el ecosistema no tiene tiempo suficiente de regenerarse puesto que, a corto plazo, la incidencia del fuego se percibirá por la eliminación y alteración de la cubierta vegetal, pero a largo plazo son los suelos quienes van a repercutir el impacto del fuego al ecosistema. El fuego modifica la formación de los suelos al cambiar el ciclo de los nutrientes (Raison et al., 2009), sus propiedades físicas y químicas (Úbeda y Outeiro, 2009) y los procesos microbiológicos (Mataix-Solera et al., 2009).

Por tanto, con la finalidad de establecer medidas de gestión y prevención que permitan la renegación de los bosques mediterráneos, es decisivo el estudio de la incidencia del fuego en nuestros ecosistemas y en especial en los suelos para entender la evolución post-incendio, y la recuperación del ecosistema (Mataix-Solera y Cerdà, 2009).

## ***1.2. El papel del suelo en los incendios forestales***

Son muchas las propiedades del suelo que pueden verse afectadas por el fuego tanto de una manera directa como indirecta (Mataix-Solera y Cerdá, 2007).

Los efectos de los incendios forestales en el suelo son variados dependiendo del tipo de incendio, pero sobre todo de la intensidad liberada que determinará la severidad con la que ha afectado, muy condicionada por las condiciones meteorológicas y la cantidad de combustible (Chandler et al., 1983; Carballas, 1993; Pritchett y Fisher, 1987; Raison, 1979; Ahlgren y Ahlgren, 1960).

El calentamiento del suelo puede producir variaciones de las propiedades físicas, químicas y biológicas. El pH y la conductividad eléctrica (CE) normalmente aumentan, debido al aporte de carbonatos, cationes básicos y óxidos procedentes de las cenizas (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Este aporte de cenizas también enriquece el suelo con un aumento de nutrientes (Ca, Mg, K, Na, P) y según Kutiel y Naveh (1987) es considerado el mayor factor de crecimiento de la vegetación en los ecosistemas mediterráneos. Aunque hay algunos compuestos que se pierden con el humo del fuego, se volatilizan (Raison et al., 1984), como es el caso de algunas formas de nitrógeno. Sin embargo, en los ecosistemas mediterráneos y regiones semiáridas donde es limitado, tras el incendio suele encontrarse más nitrógeno disponible en el suelo en formas inorgánicas (Kutiel y Naveh, 1987; Giovannini et al., 1990b; Gimeno-García et al., 2000).

Respecto a los cambios en el carbono orgánico del suelo, los resultados son también complejos y variados según la intensidad del incendio. En incendios de baja intensidad puede haber incrementos de carbono orgánico procedente de la vegetación parcialmente pirolizada, en cambio, a intensidades elevadas la cantidad de materia orgánica de la superficie del suelo puede disminuir (Mataix-Solera et al., 2002).

En este aspecto, es importante entender cómo afecta el fuego a la comunidad microbiana puesto que juega un papel esencial en el proceso de transformación de la materia orgánica, el ciclo de los elementos y la estabilidad de la estructura del suelo (Marinari et al., 2000; Masciandaro et al., 1997).

Tras un incendio, las poblaciones de microorganismos se verán afectadas por factores como el tipo de fuego, la intensidad, las modificaciones generadas en el suelo y las condiciones ambientales posteriores haciendo que los efectos sean muy diversos. Además, estos factores no afectan por igual a los diferentes grupos microbianos (Acea y Carballas, 1996; Vazquez et al., 1993; Pietikainen et al., 2000; Dunn et al., 1979, 1985; Bartoli et al., 1991).

Los hongos parecen ser los microorganismos más afectados por el fuego (Acea y Carballas, 1996; Vazquez et al., 1993; Ahlgren y Ahlgren, 1965; Jalaluddin, 1969; Bollen, 1969; Guerrero et al., 2005), quizás por su mayor sensibilidad a la temperatura tal y como apunta Dunn et al. (1985), aunque se deben considerar los efectos tales como incrementos de pH (Mataix-Solera et al., 2002c; Bartoli et al., 1991). Puesto que los hongos contribuyen más a la biomasa microbiana, entre un 60-85% (Anderson y Domsch, 1975) es lógico encontrar descensos de esta tras el paso del fuego (Hernández et al., 1997; Prieto-Fernández et al., 1998; Díaz-Ravina et al., 1992; Fritze et al., 1992). De acuerdo con esto, en suelos quemados se ha observado que la biomasa bacteriana contribuye más a la microbiana total que en suelos no quemados (Entry et al., 1985).

En cuanto a la actividad microbiana, algunas investigaciones muestran que la actividad biológica, cuantificada como respiración edáfica decrece, y en otros casos se incrementa. En muchos casos el incremento inicial se ha asociado a la solubilización de compuestos orgánicos por calor (Serrasolsas y Khanna, 1995; Fernández et al., 1997; Prieto-Fernández et al., 1998), y quizás por ello después se observan descensos de la respiración (Almendros et al., 1990; Bauhus et al., 1993; Choromanska y DeLuca, 2001). Otros autores observan reducción de la respiración varios meses o años después del fuego (Hernández et al., 1997; Pietikainen y Fritze, 1993; de la Torre et al., 2002; Choromanska y DeLuca, 2002; Mataix-Solera et al., 2006).

Las actividades enzimáticas, por su naturaleza proteica pueden verse muy afectadas por el calor (Skujins, 1967). En muchos casos se observan reducciones (Saa et al., 1993 a,b, 1998; Carballas et al., 1993; Hernández et al., 1997), y dependientes de la

temperatura alcanzada, pudiéndose encontrar alta heterogeneidad espacial (Boerner et al., 2000).

Por último, otro parámetro que nos informa del impacto o estrés en la microflora edáfica, o en los cambios en las estrategias o tipos y eficiencias de las poblaciones microbianas, es el  $qCO_2$  (cociente metabólico: obtenido de dividir la tasa de respiración por la biomasa microbiana) y el porcentaje de carbono de la biomasa respecto al C orgánico total (Anderson y Domsch, 1985 a, b, 1993, 1990; Insam y Domsch, 1988; Insam y Haselwandter, 1989; Wardle y Ghani, 1995; Sparling, 1992). En varios trabajos se observaron que estos parámetros se afectaban, incrementándose uno ( $qCO_2$ ) y decreciendo otro ( $C_{mic}/C_{org}$ ) como resultado del paso del fuego (Pietikainen, 1999; Pietikainen et al., 2000a; Choromanska y DeLuca, 2001; Prieto-Fernández et al., 1998; Fritze et al., 1992, 1994).

### ***1.3 Influencia de manejos pre y post incendio en suelos quemados***

Durante mucho tiempo, la gestión de los incendios forestales en la cuenca mediterránea se ha desarrollado con políticas estrictas con la intención de suprimir los incendios forestales. Sin embargo, se ha comprobado que las políticas de supresión del fuego propician incendios de alta intensidad. Ejemplos son las olas de grandes incendios como los de 1979 y 1994 en la Comunidad Valenciana, en 1998 en Cataluña, en 2006 en Galicia, más recientemente en 2015 en Andalucía, y continuando con ejemplos en la Comunidad Valenciana y Catalana hasta el día de hoy (Boletín AGE, 2012; MAPAMA, 2017). De manera que se hace necesaria una gestión del territorio basada en estudios de investigación.

Por otro lado, durante muchos años, la política forestal que se ha aplicado en la cuenca mediterránea se ha caracterizado por la reforestación después de los incendios utilizando principalmente el pino como especie, siendo algunos muy inflamables (Pausas et al., 2008). En otras ocasiones ha habido intentos de introducir semillas de *Quercus sp.*, que normalmente tienen alta mortalidad (Beyers, 2009). Pero estas medidas de manejo suelen realizarse mediante maquinaria pesada para eliminar la madera quemada que puede alterar notablemente los suelos y la vegetación.

Algunas de las actuaciones post-incendio que se utilizan y están siendo estudiadas son el acolchado con restos vegetales (mulch) e hidrosiembras, repoblaciones con diferentes tipos de semillas y barreras contra la erosión (Mataix-Solera et al., 2001; Guerrero et al., 2000, 2001b, 2003; Robichaud 2009).

Sin embargo, la decisión de donde y cuando usar tratamientos de remediación después de un incendio requiere una evaluación de la severidad de incendio, el clima, suelos, topografía e hidrología de la cuenca (Robichaud, 2009), siendo en muchos casos justificable y efectiva la no actuación post-incendio, tanto por razones económicas como medioambientales (Bodí, 2008). Un buen ejemplo de ello lo encontramos en los casos en los que las hojas caídas de los pinos después de un incendio actúan como acolchado natural y la propia regeneración de la vegetación es suficiente para reducir las tasas de erosión (Cerdà y Robichaud, 2009).

Tras un incendio, la medida de manejo más frecuente que se ha adoptado es la tala y saca de madera (S). Esta técnica consiste en la extracción de la madera del área quemada, por lo que normalmente requiere de maquinaria pesada para el arrastre de los troncos aumentando así la vulnerabilidad del suelo a sufrir erosión y degradación (Mataix-Solera et al., 2015, 2016). Sin embargo, no hay todavía muchos estudios sobre cuáles son los efectos de la saca de madera sobre las propiedades del suelo. En algunos estudios, se pudieron observar descensos en la respiración del suelo después de un tratamiento de saca de madera (Marañón-Jiménez et al., 2011). Serrano-Ortiz et al. (2011) también observaron un impacto negativo con respecto al secuestro de carbono del suelo y Lindenmayer y Noss (2006) afirman que la saca de madera reduce la cobertura vegetal, afecta al microclima del suelo, a la descomposición de materia orgánica y la capacidad de almacenamiento de carbono del ecosistema.

Además, al eliminar los troncos muertos del suelo, se puede reducir la materia orgánica, ya que, si no hubiese intervención, caerían al suelo y contribuirían al almacenamiento del carbono orgánico (Smith et al., 2000; Moroni et al., 2010; Seedre et al., 2011). Recientemente García-Orenes et al. (2017) y Pereg et al. (2018) han comprobado en una zona Mediterránea con un suelo desarrollado sobre margas muy vulnerable a la erosión, que este manejo post-incendio afecta de manera

general a las propiedades del suelo, y especialmente a aquellas relacionadas con la microbiología del suelo.

Con la evolución de conocimiento sobre la repercusión del paso del fuego en los suelos, está adquiriendo importancia otra medida de manejo que consiste en la no extracción de madera quemada, es decir, cortar y dejarla en la superficie (CL). Autores como Mara<sup>o</sup>n-Jim<sup>e</sup>nez et al. (2013) proponen que la madera quemada supone un importante reservorio de nutrientes que obviamente se perder<sup>á</sup>n del sistema en caso de que sea extraída. La madera quemada tambi<sup>e</sup>n ejerce un fuerte efecto sobre las condiciones microclimáticas, en las que puede reducir la radiaci<sup>o</sup>n incidente en torno a un 25% y, con ello, la temperatura del suelo, lo que se traduce en un incremento de la humedad edáfica en los primeros centímetros del suelo (Castro et al., 2011). La presencia de madera quemada tambi<sup>e</sup>n afecta a funciones clave del ecosistema, como la fijaci<sup>o</sup>n de carbono atmosférico (Serrano-Ortiz et al., 2011) o la respiraci<sup>o</sup>n del suelo (Mara<sup>o</sup>n-Jim<sup>e</sup>nez et al., 2011).

De manera que claramente, se necesitan m<sup>á</sup>s estudios para analizar el efecto que tienen las pr<sup>á</sup>cticas de manejo en las propiedades del suelo para asegurar la implementaci<sup>o</sup>n de un manejo forestal adecuado y para determinar si las diferencias entre <sup>á</sup>reas tratadas y no tratadas aumentan o desaparecen con el tiempo.

La gesti<sup>o</sup>n del bosque (selvicultura preventiva) tiene como objetivo reducir acumulaci<sup>o</sup>n y continuidad de combustible, tras estas actuaciones sin embargo muchos restos quedan sobre el suelo. Qu<sup>e</sup> efectos sobre el suelo tienen estos manejos si se vuelve a producir un incendio que pasa por la zona tratada. ¿Son estos fuegos m<sup>á</sup>s severos con el suelo al tener m<sup>á</sup>s combustible muerto sobre su superficie? Este estudio pretende contribuir a contestar a estas preguntas.

## 2. Antecedentes y objetivos

El presente trabajo forma parte de un estudio más amplio cuyo objetivo era examinar los efectos a corto plazo de un incendio forestal severo ocurrido en Ódena (Provincia de Barcelona) en 2015 en las propiedades del suelo, en tres zonas que se diferenciaban entre si según habían tenido o no tratamientos selvícolas previos al incendio, y cuándo. Parte de estos resultados han sido ya publicados (Francos et al., 2017).

El fuego comenzó el 26 de julio de 2015 y creció rápidamente empujado por viento seco de poniente dirigiéndose hacia el este (figura 1). Se originó debido a la manipulación inadecuada de una picadora de paja y se propagó fácilmente favorecido por las altas temperaturas y la baja humedad. Fue extinguido el 29 del mismo mes habiéndose quemado 1274 ha y siendo catalogado este como de alta severidad (figura 2).

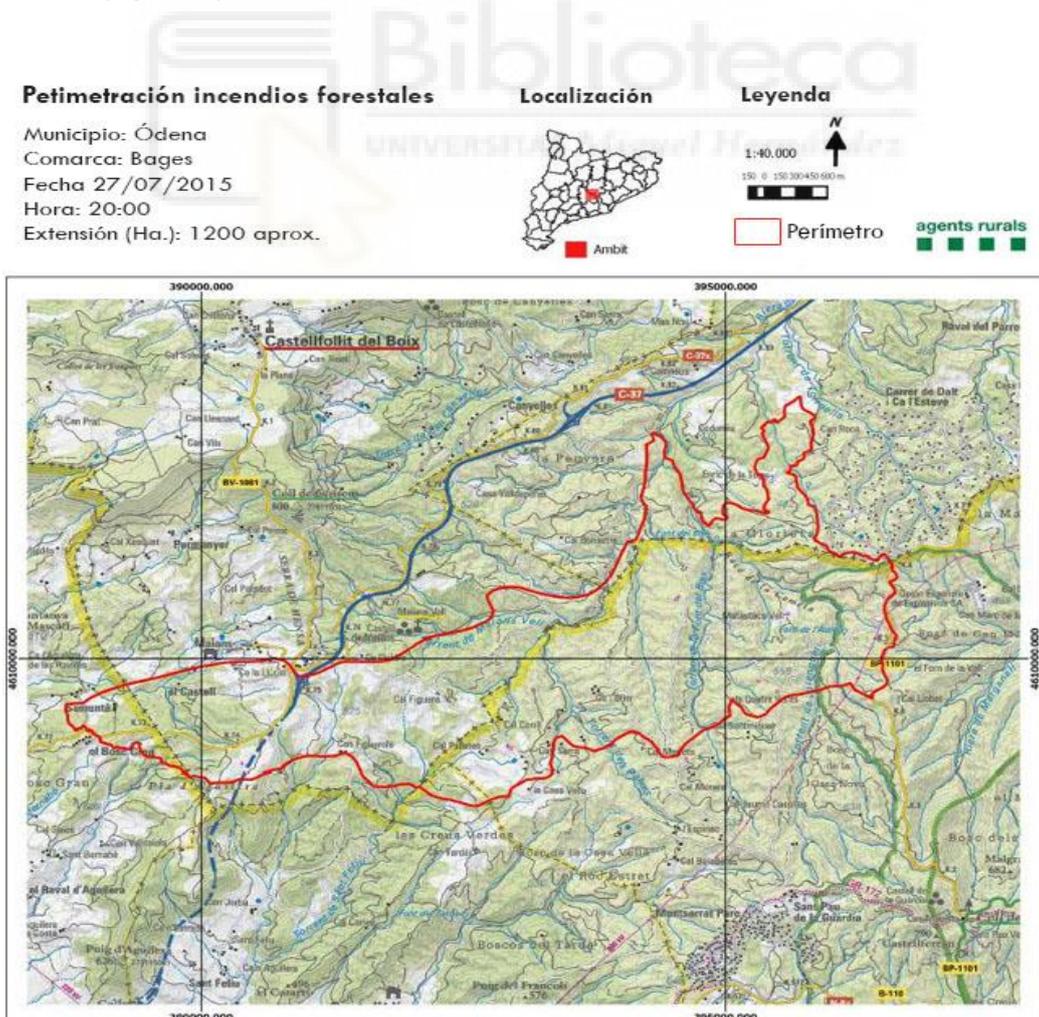


Figura 1. Perimetración de incendios forestales en el municipio de Ódena a fecha 27/07/2015  
(Generalitat de Catalunya. Agentes rurales).



Figura 2. Estado de la zona pocos días después del incendio, a finales de julio de 2015 (CREAF).

Una gran parte de las cubiertas vegetales afectadas por el fuego correspondían a pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*) (362 ha) y a pinares de regeneración del pino carrasco (517 ha), que ya habían sufrido un fuego en 1986 (figura 3).

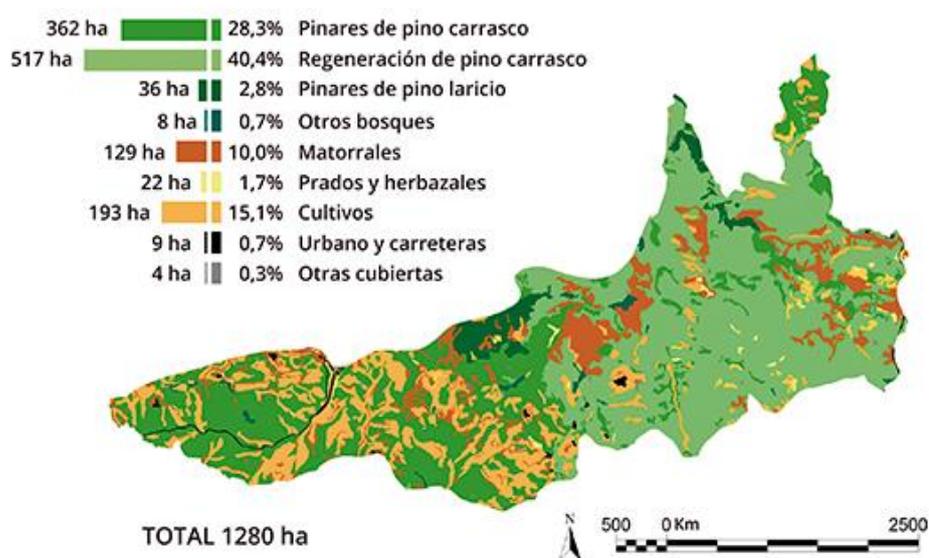


Figura 3. Cubiertas afectadas por el incendio de Ódena. Límites provisionales facilitados por el cuerpo de Agentes Rurales (MCSC2009, CREAF).

Casi el 75% de los árboles quemados analizados sufrieron una afectación moderada (severidad nivel 1), y no conservaron las hojas, pero sí las ramas secundarias y las piñas (figura 4). A pesar de que el árbol muera, una buena cantidad de piñones han quedado protegidos por la piña y caerán cuando se abra.



*Figura 4. Pinos quemados que todavía conservan algunas ramas y las piñas (José Luis Ordóñez).*

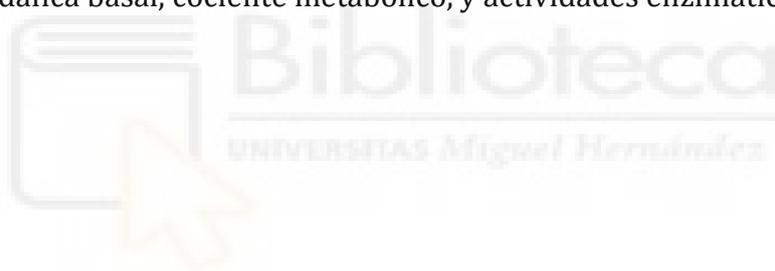
Actualmente, el equipo del CREAM (Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales) lleva años estudiando estas zonas afectadas, que habían sido gestionadas en 2005 por la Asociación de Propietarios 'Entorns de Montserrat' con el apoyo de la Diputación de Barcelona. Posteriormente, y poco antes del incendio, en 2015, la toma de medidas preventivas estaba en pleno desarrollo de forma coordinada entre todas las instituciones públicas (Diputación de Barcelona, Generalitat, Patronato de Montserrat) y los particulares (Asociación de Propietarios Forestales y Fundación Cataluña – La Pedrera).

Los bomberos de la Generalitat habían definido unas áreas estratégicas prioritarias y gracias al impulso económico del proyecto LIFE Montserrat, se habían ejecutado las actuaciones de mejora forestal a un ritmo muy superior al que se había estado haciendo. Los trabajos de despeje realizados en el último año resultaron eficientes para disminuir la intensidad del incendio y facilitar las tareas de extinción. Algunas actuaciones como la reducción de pino blanco en las zonas ya tratadas habían disminuido considerablemente la biomasa combustible restándole fuerza al fuego y limitando la posibilidad de salto entre copas.

De este modo, si el incendio hubiera tenido lugar unos años más tarde, con los restos de la poda ya descompuestos e integrados en el suelo y con el pasto de los rebaños consolidado, el efecto de protección ante el incendio habría sido muy superior.

En definitiva, las prácticas de manejo forestal en los ecosistemas mediterráneos se emplean con frecuencia para reducir tanto el riesgo como la severidad de los incendios forestales. Sin embargo, estos tratamientos previos al incendio pueden influir en los efectos en las propiedades del suelo.

Es por ello que el objetivo del presente estudio es examinar qué influencia tiene cortar y dejar la madera en el impacto del fuego sobre algunas propiedades del suelo comparando las áreas que han recibido manejos selvícolas previos al incendio forestal y aquellas áreas que no han sido tratadas. Para ello se han incluido en este estudio los siguientes análisis: carbono orgánico, carbono de la biomasa microbiana, respiración edáfica basal, cociente metabólico, y actividades enzimáticas



### 3. Material y métodos

#### 3.1. Zona de estudio

La zona de estudio está situada en Ódena (Cataluña, España). Pertenece a la provincia de Barcelona, y se halla situado en la comarca de Anoia (41° 38' 42" N - 1° 44' 21 E) con una altitud media de 420 m sobre el nivel del mar (figura 5).

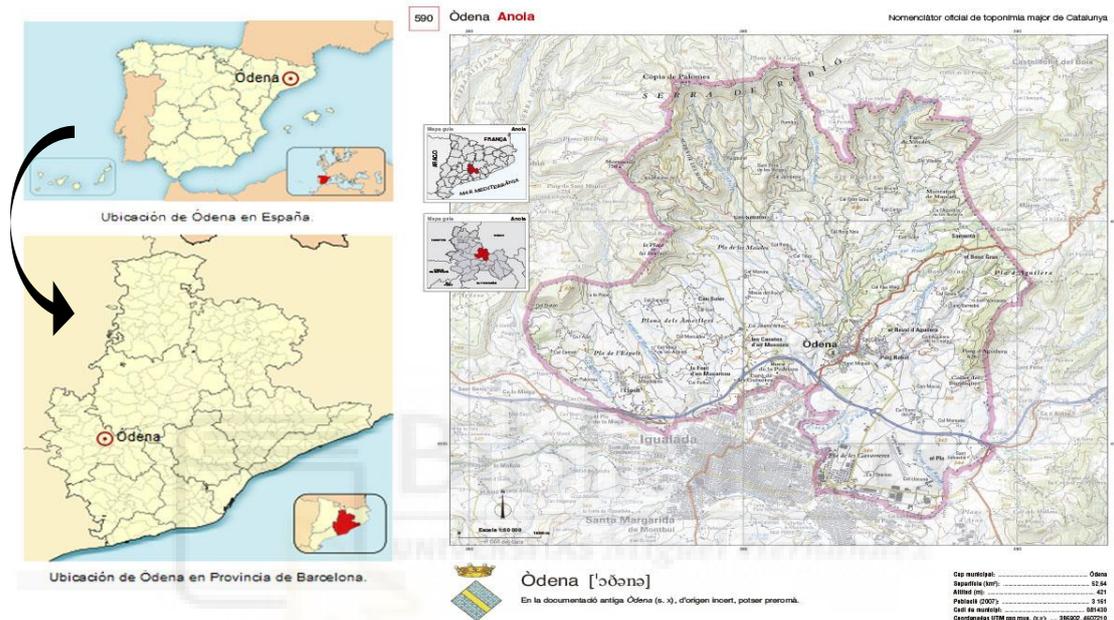


Figura 5. Localización de la zona de estudio Ódena (Instituto Cartográfico y Geológico de Cataluña).

Tiene una extensión de 52,16 km<sup>2</sup> y una población (2016) de 3.607 habitantes. Al límite del Norte y el Oeste del municipio encontramos el sector más montañoso representado por las Sierras de Rubió i de Castellfollit del Boix. Por el Este limita con el pueblo Castellolí y con el Puig Aguilera (623 m), y al sur limita con la llanura de los términos Vilanova del Camí, Igualada i Sta. Margarida de Montbui. En Ódena, la temperatura media anual es de 14,4°C con una precipitación entre 500 y 600 mm. Se caracteriza por un clima mediterráneo subhúmedo de tendencia continental (figura 6), bastante frío en invierno (1-2 meses de temperatura invernal en los que la temperatura media es superior a 0°C, pero inferior a 10°C) y 1-2 meses áridos estivales donde las temperaturas suben notablemente y las precipitaciones descienden, siendo el mes más seco julio como podemos apreciar en el climograma (figura 6).

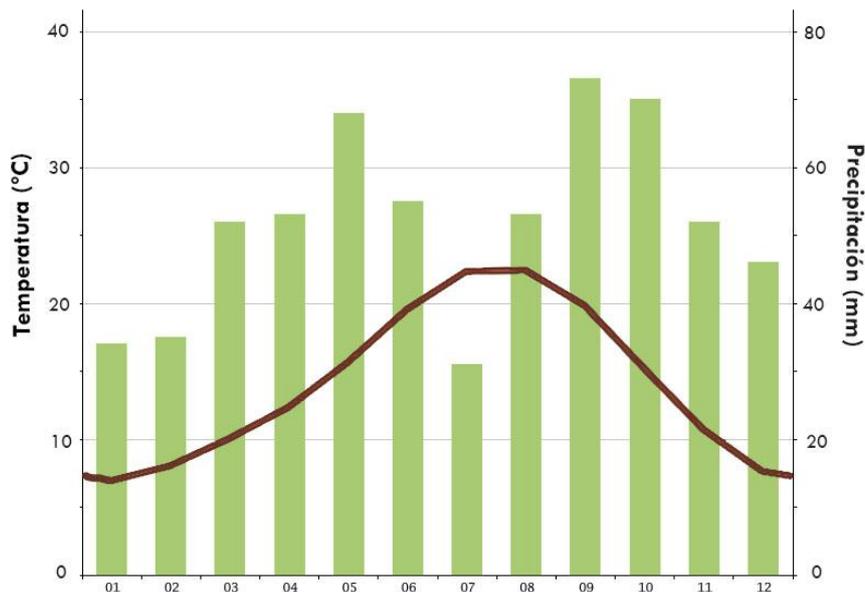


Figura 6. Climograma de Ódena. El diagrama de barras representa la precipitación (mm) media mensual y la línea muestra la temperatura (°C) media mensual (Climate-Data).

Algunos veranos, la sequía y el calor han sido realmente excepcionales, afectando a la vegetación natural y estableciendo las condiciones favorables para los grandes incendios.

Los principales tipos de vegetación potencial de esta zona son el encinar litoral (*Quercetum ilicis pistacietosum*), como dominante, encinar de roble de hoja pequeña (*Quercus faginea*): *Quercetum ilicis quercetosum valentinae*; y robledal de *Quercus faginea*: *Quercetum rotundifoliae quercetosum fagineae*. Sin embargo, tras un incendio, la mayoría de plantas de nuestros montes mantienen viva su parte subterránea y rebrotan (encinas, robles, madroños, coscojas, bojes, etc.), mientras que otras mueren pero se regeneran a partir de semillas resistentes al fuego (pino carrasco, romero, aulaga morisca, jaras, etc.) y, a menudo, su germinación se ve favorecida por las altas temperaturas. Es por ello que el pino carrasco (*Pinus halepensis*) es el mayor recolonizador de los territorios incendiados.

Geográficamente Ódena forma parte de la depresión Central Catalana, que constituye el sector oriental de la cuenca del Ebro, la región de bajas altitudes limitada por los Pirineos al norte, la cadena Costera Catalana al este y la cadena

Ibérica al oeste y al sur. Durante parte del Terciario, esta cuenca o depresión se llenó de sedimentos procedentes de estos relieves que la limitaban.

El suelo de la zona de estudio se clasifica como un Fluventic Haploxerept (Soil Survey Staff, 2014).

### ***3.2. Diseño experimental***

Para el diseño experimental se seleccionaron tres áreas afectadas tanto por el incendio de 1986 como por el de 2015 (figura 7):

- M05: expuesta a manejo forestal en 2005
- M15: expuesta a manejo forestal en 2015
- NM: no expuesta a ningún manejo previo

Los manejos anteriores al incendio (tratamientos selvícolas) consistieron en una operación de corte (clareos), dejando 1000 árboles por hectárea y dejando la vegetación cortada sobre la superficie del suelo en tallos de no más de 1 m. En el caso de los árboles que no fueron talados, se eliminaron hasta un tercio de sus ramas. La madera se cortó a una altura de 1 m, dejando residuos de espesor fino a mediano. Las parcelas de muestreo fueron seleccionadas en zonas con condiciones similares en cuanto a tipo de suelo, composición de vegetación y características topográficas (pendiente <10% y aspecto noreste).

Estas parcelas experimentales se delimitaron tres meses después del incendio, es decir, en octubre de 2015 cuando se realizó el primer muestreo (figura 7). Para la toma de muestras de suelo se establecieron tres parcelas por manejo (A, B, C). Por cada subparcela se tomaron 3 muestras de suelo (0-2,5 cm de profundidad), habiendo en su conjunto un total de 9 muestras por cada manejo, y 27 muestras por cada muestreo. En el actual trabajo se pretende analizar y comparar los resultados obtenidos de este primer muestreo con el análisis de un segundo muestreo realizado diez meses después del incendio, es decir, en mayo de 2016 (figura 7).

Las muestras han sido facilitadas por la Universidad de Barcelona y analizadas en el laboratorio del área de Edafología y Química Agrícola de la Universidad Miguel Hernández de Elche.



Figura 7. Escala temporal del diseño experimental donde se muestran los tres tratamientos selvícolas: M05, M15, NM.

### 3.3. Análisis de laboratorio

En las muestras de suelos se midieron los siguientes parámetros:

- **Carbono orgánico (CO):** para la determinación del porcentaje en peso de materia orgánica se aplicó el método de la pérdida de peso por ignición (Loss on ignition (LOI)) a través de un calentamiento secuencial de las muestras en un horno (Dean, 1974; Bengtsson & Enell, 1986). Después de someter a secado la muestra a peso constante, en nuestro laboratorio a 60°C durante 72 h, la materia orgánica experimenta una combustión a 500-550°C. De manera que con las siguientes ecuaciones obtendríamos el valor de la pérdida por ignición:

$$LOI_{550} = \left( \frac{DW_{60} - DW_{550}}{DW_{60}} \right) \times 100$$

Donde LOI<sub>550</sub> representa el LOI a 550°C (como porcentaje), DW<sub>60</sub> representa el peso seco de la muestra antes de la combustión, y el DW<sub>550</sub> el peso seco de la muestra después de la combustión a 550°C (ambos en g).

- **Carbono de la biomasa microbiana (CBM)**: se utilizó el método de “Fumigación-Extracción” desarrollado por Vance et al. (1987). Para este método se preparan 4 botes por muestra, y se pesan 5 g de suelo para cada uno. Dos de los botes se rotularán como No fumigados y no recibirán tratamiento. Sin embargo, los otros dos serán fumigados con cloroformo (CHCl<sub>3</sub>) con la finalidad de provocar la lisis celular de los microorganismos para posteriormente extraer el carbono con sulfato potásico (Powlson, 1994).

A continuación, se analiza el carbono orgánico soluble en las muestras. Para ello realizamos la extracción del carbono soluble con sulfato potásico K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,5 M durante una hora en agitación, usando una relación (1:4, p/v). El carbono de la fracción no fumigada es al que llamaremos carbono orgánico soluble (DeLuca y Keeney, 1994).

Una vez extraído el carbono orgánico soluble se determina por colorimetría. Este método consiste en tomar 3 mL de los extractos de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> a los que se le añaden 1 mL de dicromato potásico K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 1N y 1,5 mL de ácido sulfúrico H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Se preparan patrones de glucosa de 0, 25, 50, 100, 200, 500 y 1000 mg·L<sup>-1</sup>, a los que se le añaden los mismos reactivos. Tanto las muestras como los patrones se introducen en la estufa a 150 °C durante 15 minutos, se deja reposar una noche, y posteriormente se añaden 10 mL de agua desionizada. Al día siguiente, se agitan y se mide en el espectrofotómetro a 590 nm.

Una vez se conoce la concentración de carbono soluble de las dos fracciones (expresada ya en mg C kg<sup>-1</sup> suelo seco), se resta la concentración de la fumigada a la no fumigada, y se multiplica por 2,64. Este valor (2,64) es un factor que recoge varios aspectos, entre ellos la cantidad de carbono que es extraíble con K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, además de la corrección empírica con otros métodos de análisis de biomasa microbiana. Por último, se utiliza la siguiente fórmula para su determinación:

$$CBM = \frac{CF}{CFN} * 2,64$$

- **Respiración edáfica basal (REB)**: mide la “respiración del suelo”; es decir, en la oxidación de materia orgánica por organismos aerobios, el oxígeno funciona como el receptor final de electrones y los productos finales son CO<sub>2</sub> y agua. Por lo que la

actividad metabólica de los microorganismos se puede cuantificar midiendo la producción de CO<sub>2</sub> o la pérdida de O<sub>2</sub>. De esta forma, también se puede estimar la cantidad de materia orgánica que se mineraliza.

La respiración edáfica basal fue monitorizada con un respirómetro multisensor (MicroOxymax, Columbus, OH, USA), que mide el CO<sub>2</sub> liberado mediante un sensor infrarrojo.

- **Cociente metabólico** (qCO<sub>2</sub>): con la obtención del carbono de la biomasa microbiana y la respiración edáfica basal calcularemos la tasa de respiración microbiana (medida como evolución de CO<sub>2</sub>) por unidad de biomasa microbiana, o lo que es lo mismo, el cociente metabólico (qCO<sub>2</sub>). Este concepto fue introducido por Anderson y Domsch (1985) que propusieron la relación entre la respiración basal del suelo y la biomasa microbiana, basada en la teoría de Odum de la sucesión de ecosistemas (Odum, 1969 y 1985) como una medida alternativa en los cambios en la biomasa microbiana en respuesta a las posibles perturbaciones. Su determinación se obtiene de la siguiente formula:

$$qCO_2 = \frac{REB(\mu g/g/h)}{CBM\left(\frac{mgC}{kgsuelo}\right)}$$

La **actividad de las enzimas** del suelo es también objetivo de estudio puesto que determinan la pauta de gran parte de las transformaciones químicas que se producen en dicho suelo. En este estudio, se analizará la actividad de la β-Glucosidasa (β-Glu) y fosfatasa (PHP), mediante el método de Tabatabai (1982), y el método de Tabatabai y Bremer (1969) respectivamente.

- **La β-Glucosidasa** (β-Glu): es una hidrolasa que interviene en el ciclo del carbono y específicamente actúa en la hidrólisis de los enlaces β-Glucosídicos de las grandes cadenas de carbohidratos. Las hidrólisis de estos sustratos juegan un papel importante en la obtención de energía para los microorganismos del suelo (Eivazi y Zakariah, 1993). El método descrito toma como referencia el estudio de Tabatabai (1982). Se basa en la determinación colorimétrica del p-nitrofenol obtenido por la acción de la β-Glucosidasa después de incubar el suelo con el sustrato β-glucopiranosido en medio tamponado a pH 6. La incubación se lleva a cabo a 37°

durante 1 hora y el p-nitrofenol liberado se mide en espectrofotómetro después de la adición de  $\text{CaCl}_2$  y tampón THAM pH 12.

- **La fosfatasa** (PHP): es una hidrolasa que activa la transformación del fosforo orgánico a inorgánico, haciéndolo por tanto asimilable por las plantas. El método se basa en la determinación espectrofotométrica del p-nitrofenol (PNF) liberado cuando el suelo es incubado a  $37^\circ\text{C}$  durante una hora con una solución tamponada (pH 6,5 para la fosfomonoesterasa acida y pH 11,0 para la alcalina) de p-nitrofenil fosfato.

### ***3.4. Análisis estadístico***

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa SPSS 23 (C SPSS Inc., 1989), donde se ajustó los datos a una distribución normal para todos los parámetros que se han estudiado sobre calidad de suelo, verificado con el test Kolmogorov-Smirnov. Para conocer la evolución temporal de los muestreos se realizó una prueba T (Student's T-Test). Las diferencias entre tratamientos fueron analizadas con un test ANOVA mediante una prueba inter-sujetos. Para la separación de las medias fue realizado un test Post-Hoc de Tukey ( $p < 0,05$ ) asumiendo varianzas iguales.

## 4. Resultados y discusión

A continuación, se muestran los resultados del análisis de la evolución temporal de los parámetros estudiados (contenido de carbono orgánico, CBM, REB,  $qCO_2$ ,  $\beta$ -Glucosidasa y fosfatasa).

### 4.1. Carbono orgánico

En cuanto al contenido de carbono orgánico (%) del suelo no se observaron cambios significativos en la evolución temporal para ninguno de los manejos estudiados (figura 8;  $p > 0.05$ ).

Lo que ocurre en ambos muestreos, es que las parcelas del manejo NM (sin gestión previa) poseen los valores medios más altos, siendo significativa esta diferencia solo respecto al manejo M05B (gestionadas en 2005).

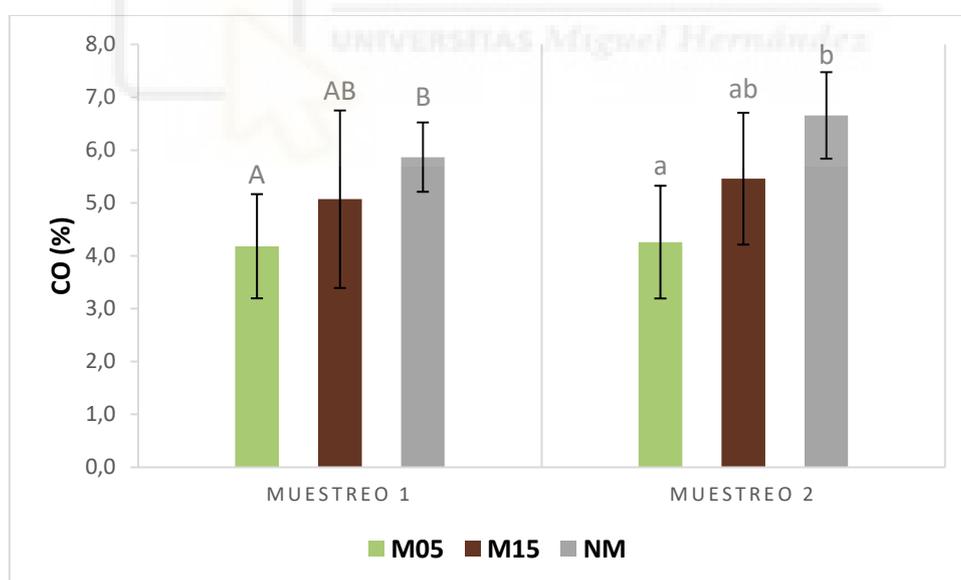


Figura 8. Evolución temporal del contenido en CO (%) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios  $\pm$  desviación estándar). Diferentes letras indican diferencias significativas entre manejos ( $p < 0.05$ ); ns: las diferencias no son significativas.

## 4.2. Carbono de la biomasa microbiana (CBM)

En la figura 9 se observa una disminución significativa ( $p < 0.05$ ) en la evolución temporal del CBM para los distintos manejos.

Los valores más altos, en torno a 400 mg C/kg suelo se observaron en el primer muestreo en las parcelas donde no se realizó una gestión previa al incendio (NM) mostrando una diferencia significativa con aquellas gestionadas previamente (M05 y M15).

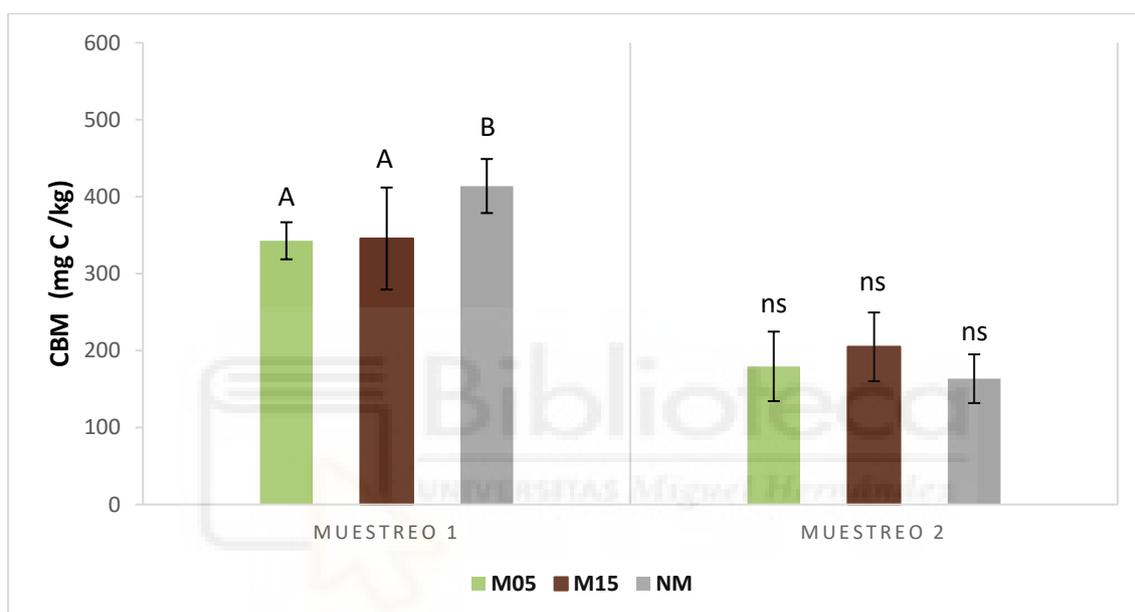


Figura 9. Evolución temporal del contenido en CMB (mg C/ kg suelo) del suelo para los diferentes manejos pre-incendio estudiados (valores medios  $\pm$  desviación estándar). Diferentes letras indican diferencias significativas entre manejos ( $p < 0.05$ ). ns: las diferencias no son significativas.

## 4.3. Respiración edáfica basal (REB)

Como se observa en la figura 10, no se encuentran diferencias significativas en la REB entre muestreos.

Se observan diferencias significativas entre manejos en el segundo muestreo puesto que aquellas parcelas gestionadas en 2005 (M05) poseen valores significativamente inferiores (1,84) de C-CO<sub>2</sub> ( $\mu\text{g/h/g}$ ) a las que fueron gestionadas en 2015 (M15) y las que no recibieron gestión (NM), con valores de 2,255 y 2,329 de C-CO<sub>2</sub> ( $\mu\text{g/h/g}$ ), respectivamente.

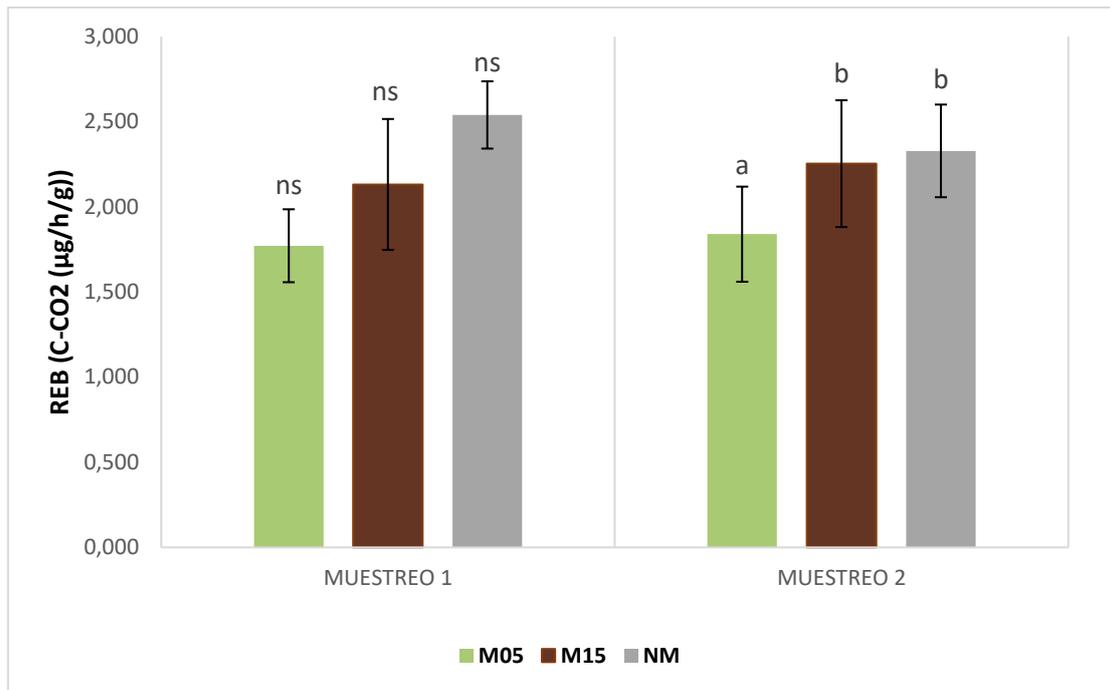


Figura 10. Evolución temporal del contenido en REB ( $\mu\text{g/h/g}$ ) del suelo para los diferentes manejos pre-incendio estudiados (valores medios  $\pm$  desviación estándar). Diferentes letras indican diferencias significativas entre manejos ( $p < 0.05$ ). ns: las diferencias no son significativas.

#### 4.4. Cociente metabólico ( $q\text{CO}_2$ )

La evolución temporal del cociente metabólico (figura 11) entre muestreos es estadísticamente significativa ( $p < 0.05$ ) aumentando en el segundo muestreo en los tres manejos (M05, M15 y NM).

Las diferencias no son significativas entre manejos del muestreo 1, sin embargo, como se puede observar en el muestreo 2, las parcelas correspondientes al manejo M05 (gestionadas en 2005) y las parcelas del manejo NM (sin gestión previa) presentan diferencias significativas entre sí, siendo inferiores los valores de aquellas manejadas en 2005.

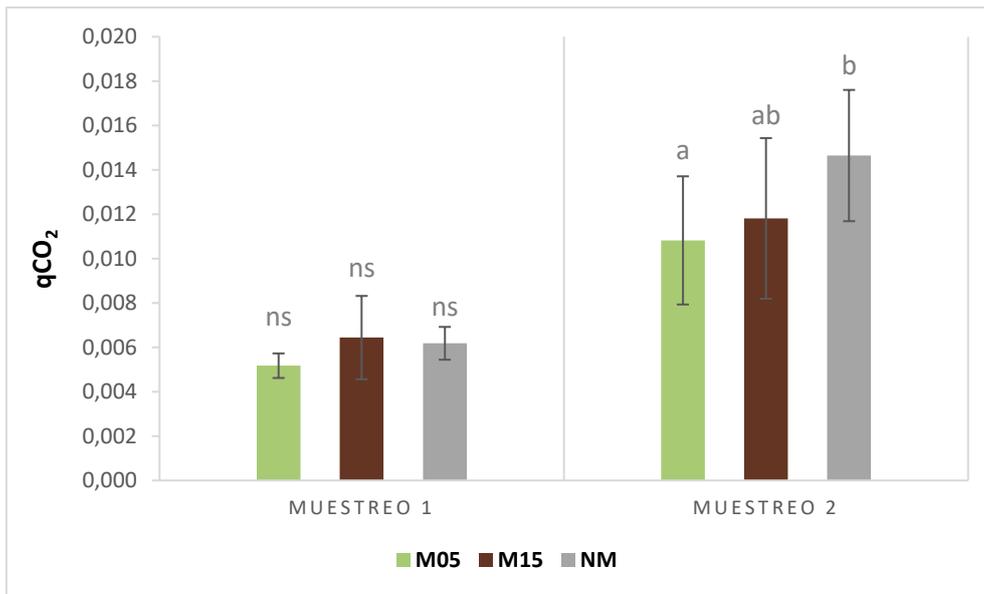


Figura 11. Evolución temporal del contenido de  $qCO_2$  del suelo para los diferentes manejos pre-incendio estudiados (valores medios  $\pm$  desviación estándar). Diferentes letras indican diferencias significativas entre manejos ( $p < 0.05$ ). ns: las diferencias no son significativas

## 4.5. Actividades enzimáticas

### 4.5.1. $\beta$ -Glucosidasa

Para la actividad  $\beta$ -Glucosidasa se observa una disminución con el tiempo entre los muestreos (figura 12).

Para ambos muestreos, las parcelas gestionadas previamente (M05 y M15) muestran valores significativamente superiores respecto aquellas parcelas que no han recibido gestión previa (NM).

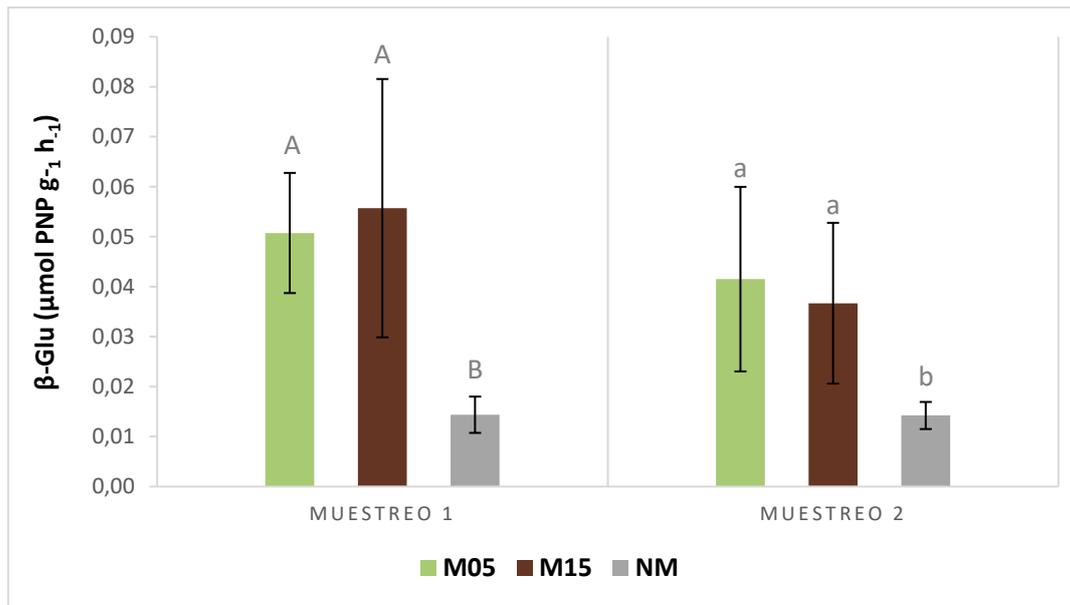


Figura 12. Evolución temporal del contenido en  $\beta$ -Glu ( $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) del suelo para los diferentes manejos pre-incendio estudiados (valores medios  $\pm$  desviación estándar). Diferentes letras indican diferencias significativas entre manejos ( $p < 0.05$ )

#### 4.5.2. Fosfatasa

En la figura 13 se observa la actividad fosfatasa, manteniendo unos valores casi constantes tras 10 meses de evolución, por tanto, la diferencia no es significativa entre muestreos.

Como en el caso anterior, la actividad fosfatasa es significativamente mayor en aquellas parcelas gestionadas antes del incendio (M05 y M15) si las comparamos con aquellas sin gestionar (NM) para ambos muestreos.

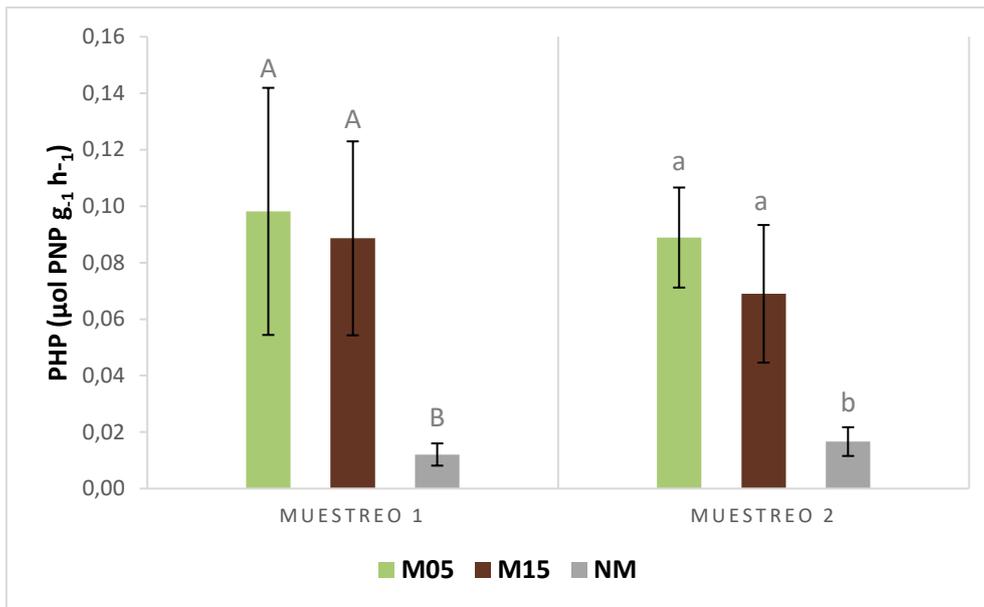


Figura 13. Evolución temporal del contenido en PHP ( $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios  $\pm$  desviación estándar). Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0.05$ ).



## 5. *Discusión*

Nuestros resultados en general coinciden con los encontrados por Francos et al. (2018) en relación a que el fuego fue algo más severo en la zona tratada en 2005 (M05). Estos autores llegaron a esta conclusión ya que los valores de carbono inorgánico y de pH eran algo más elevados en esas parcelas en relación a la zona no gestionada (NM) o la zona tratada dos meses antes del incendio (M15). Los incendios forestales suelen elevar el pH del suelo debido al aporte de cationes básicos, carbonatos y óxidos contenidos en las cenizas (Bodí et al., 2014). Cuanto más severo es el incendio y más combustión más aportes de estos compuestos al suelo (Pereira et al., 2014). Nuestros resultados apuntan en la misma dirección ya que los valores más bajos de carbono orgánico y respiración edáfica se encontraron en M05. El fuego provoca cambios en el contenido de carbono orgánico dependiendo de la intensidad, y es posible encontrar aumentos en fuegos de baja intensidad, ya que no afectan directamente al suelo y aportan material parcialmente pirolizado de la vegetación afectada. Cuando por el contrario el incendio es de alta intensidad y afecta más severamente al suelo se produce elevada combustión y en el balance entre aportes y pérdidas se suelen encontrar descensos en el contenido de materia orgánica (Mataix-Solera et al., 2002). La actividad biológica puede verse también afectada ya que los microorganismos son muy sensibles al efecto directo del calor y a los cambios indirectos provocados por el fuego como es la desaparición de la cubierta vegetal, el aporte de cenizas, los cambios microclimáticos al recibir más radiación solar directa, etc (Mataix-Solera et al., 2009).

El carbono de la biomasa microbiana (CBM) mostró valores más altos en la zona no gestionada (NM), indicando también que esta es la que menos severidad de las tres sufrió por el paso del fuego. Este parámetro mostró una disminución significativa en su evolución temporal en todas las zonas, lo que puede deberse a que inmediatamente después de un incendio hay un aumento de C lábil atribuible a las células de microorganismos muertos (Mataix-Solera et al., 2009), pero una vez consumido la materia orgánica que queda es más recalcitrante y más difícil de degradar por los microorganismos, y por tanto en general suelen descender las poblaciones a corto plazo.

Por último, en el análisis de las actividades enzimáticas, los valores de la actividad  $\beta$ -glucosidasa y la actividad fosfatasa disminuyen para el manejo NM lo que puede deberse a una inhibición de su actividad. Esta reducción puede atribuirse en el caso de la  $\beta$ -glucosidasa a que en esa zona (que es la que más carbono orgánico tiene), este está en formas más recalcitrante y por tanto es más resistente a la descomposición microbiana. Por otro lado, la disminución de la actividad fosfatasa puede deberse a un mayor contenido de fósforo disponible en forma inorgánica, aumento observado a corto plazo en zonas quemadas, pero dependiente del rango de pH (Pereira et al., 2014) y que en este caso podría ser mayor en la zona donde el fuego ha sido menos severo.



## **6. Conclusiones y proyección futura**

Un tratamiento de clareo dejando gran parte de los restos sobre el suelo influye en la severidad del fuego y por tanto en los efectos que éste puede tener en las propiedades del suelo. Sin embargo, los cambios observados en la zona tratada en 2005 con respecto a la tratada en 2015 o a la no tratada consideramos que no son tan relevantes como para que supongan graves problemas al funcionamiento del suelo y por tanto al ecosistema. Teniendo en cuenta que actualmente hay una necesidad de realizar gestión forestal en materia preventiva de incendios, los beneficios de hacer este tipo de actividades en determinadas zonas son mayores que si no se hiciesen. Se trata de evitar grandes incendios forestales como los devastadores que se han producido en nuestro país en las últimas décadas, sirva como ejemplo los de 2012 en la Comunidad Valenciana, en Andilla y Cortes de Pallás, o las catástrofes recientes con numerosas vidas humanas en Portugal (2017) o Grecia (2018).

Los clareos ayudan a reducir continuidad de combustible, crean discontinuidades, y por tanto disminuyen el riesgo de inicio incendio en zonas estratégicas, su propagación y facilitan el acceso a combatir el fuego en caso de que se produzcan.

Hemos comprobado que dejar los restos de los clareos sobre el suelo aumenta la severidad de incendio con el suelo en caso de ocurrir y por tanto los efectos sobre el mismo. Sería recomendable por tanto que una vez realizados estos tratamientos se evite dejar grandes acumulaciones sobre el suelo, únicamente los necesarios para la protección del mismo de procesos erosivos.

Para proyecciones futuras, es necesario nuevas investigaciones que estudien qué efectos tienen los tratamientos selvícolas de manejo (cuya finalidad es reducir el riesgo de nuevos incendios y mitigar sus efectos) en las propiedades del suelo. Sería conveniente aumentar el número de estudios comparando diferentes manejos y en diferentes condiciones, es decir: zonas manejadas previamente con aquellas que no; condiciones de vegetación, suelo y clima diferentes; estudios a corto y largo plazo para hacer un seguimiento de la evolución de las propiedades del suelo.

## Bibliografía

- ACEA, M.J., CARBALLAS, T. (1996). Changes in physiological groups of microorganisms in soil following wildfire. *FEMS Microbiology Ecology*: 20: 33-39.
- AHLGREN, I.F., AHLGREN, C.E. (1960). Ecological effects of forest fires. *Botanical Review* 26: 483-533.
- ANDERSON, J.P.E., DOMSCH, K.H. (1975). Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils. *Canadian Journal of Microbiology* 21:314-322.
- ANDERSON, T.H., DOMSCH, K.H. (1985a). Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soils* 1: 81-89.
- ANDERSON, T.H., DOMSCH, K.H. (1985b). Maintenance carbon requirements of actively-metabolizing microbial populations under in situ conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 17: 197-203.
- ANDERSON, T.H., DOMSCH, K.H. (1990). Application of eco-physiological quotients ( $q_{CO_2}$  and  $q_D$ ) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology & Biochemistry* 22: 251-255.
- ANDERSON, T.H., DOMSCH, K.H. (1993). The metabolic quotient for  $CO_2$  ( $q_{CO_2}$ ) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 25: 393-395.
- ALMENDROS, G., GONZALEZ-VILA, F.J., MARTIN, F. (1990). Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science* 149: 158-168.
- BAUHUS, J., KHANNA, P. K., RAISON, R. J. (1993). The effect of fire on carbon and nitrogen mineralization and nitrification in an Australian forest soil. *Australian Journal of Soil Research* 31: 621-639.
- BARTOLI, A., GERDOL, R., MASSARI, G. (1991). Soil fungi sucesion in a Mediterranean "macchia" after fire. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol* 28: 387-402.
- BEYERS, J. 2009. Non-native seeding. En: *Fire effects on soils and restoration strategies* (A. Cerdá, P. Robichaud, eds.). Science Publishers, p. 321 – 336.
- BODÍ, M. B., DOERR, S. H., MATAIX-SOLERA, J. Y CERDÀ, A. (2008): «El papel del fuego en los ecosistemas terrestres». v congreso «la investigación ante la sociedad del conocimiento». sostenibilidad y medio ambiente. escuela politécnica superior de alcoi, upv, 331-335.
- BODÍ, M., MARTIN, D., SANTIN, C., BALFOUR, V., DOERR, S.H., PEREIRA, P., CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J., 2014. Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydrogeomorphic effects. *Earth Sci. Rev.* 130, 103-127.

- BOERNER, R.E.J., DECKER, K.L.M., SUTHERLAND, E.K. (2000). Prescribed burning effects on soil enzyme activity in a southern Ohio hardwood forest: a landscape-scale analysis. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 899-908.
- BRADSTOCK, R.A., AULD, E., COHN, J.S. (1992). Soil temperatures during bushfires in semi-arid, mallee shrublands. *Australian Journal of Ecology* 17: 433-440.
- BRADSTOCK, R.A., AULD, T.D. (1995). Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology* 32: 76-84.
- CARBALLAS, M., ACEA, M.J., CABANEIRO, A., TRASAR, C., VILLAR, M.C., DIAZ-RAVINA, M., FERNANDEZ, I., PRIETO, A., SAA, A., VAZQUEZ, F.J., ZEHNER, R., CARBALLAS, T., (1993). Organic matter, nitrogen, phosphorus and microbial population evolution in forest humiferous acid soils after wildfires. En: Trabaud, L. and Prodon, R. (Eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystems Research Series EEC, report no 5, Brussels. pp. 379-385
- CERDÀ, A., ROBICHAUD, P. (2009). *Fire effects on Soils and Restoration Strategies*.
- CHANDLER, C., CHENEY, PH., THOMAS, PH., TRABAUD, L., WILLIAMS, D., (1983). Fire in forestry. Volume I. En: Chandler, C., Cheney, Ph., Thomas, Ph., Trabaud, L., Williams, D. (Eds.), *Forest fire behavior and effects*. J. Wiley and Sons, New York, pp. 171-202.
- CHOROMANSKA, U., DELUCA, T.H. (2001). Prescribed fire alters the impact of wildfire on soil biochemical properties in a ponderosa pine forest. *Soil Science Society of America Journal* 65: 232-238.
- DIAZ-RAVINA, M., PRIETO, A., ACEA, M.J., CARBALLAS, T. (1992). fumigation-extraction method to estimate microbial biomass in heated soils. *soil biology & biochemistry* 24: 259-264.
- DUNN, P. H. & DEBANO, L. F. (1977). Fire's effect on the biological properties of chaparral soils. *International symposium on the environmental consequences of fire and fuel management in Mediterranean –climate ecosystems*.
- ENTRY, J.A., STARK, N.M., LOEWENSTEIN, H. (1985). Effect of timber harvesting on microbial biomass fluxes in a northern Rocky Mountain forest soil. *Canadian Journal of Forest Research* 16: 1076-1081.
- VÉLEZ, R. FAO (2016). *Reseña de las causas, efectos y control de los incendios forestales en la región Mediterránea, con particular referencia a las medidas adoptadas en España para su prevención y extinción*.
- FERNANDEZ, I., CABANEIRO, A., CARBALLAS, T. (1997). Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology & Biochemistry* 29: 1-11.
- FRANCOS, M., PEREIRA, P., ALCANIZ, M., ÚBEDA, X. (2016). Impact of the post fire management in some soil chemical properties. *First results*. EGU2016-407, 2016. Vol 18.

- FRANCOS, M., PEREIRA, P., MATAIX-SOLERA, J., ARCENEGUI, V., ALCAÑIZ, M., ÚBEDA, X. (2018). How clear-cutting affects fire severity and soil properties in a Mediterranean ecosystem. *Journal of Environmental Management* 206 (2018) 625-632.
- FRITZE, H., PENNANEN, T. Y PIETIKAINEN, J. (1992). Recovery of soil microbial biomass and activity from prescribed burning. *Canadian Journal of Forest Research* 23:1286-1290.
- GARCÍA-ORENES, F., GUERRERO, C., ROLDÁN, A., MATAIX-SOLERA, J., CERDÁ, A., CAMPOY, M., ZORNOZA, R., BARCENAS, G. Y CARAVACA, F. (2010). Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil Till. Res.* 109 (2): 110-115.
- GARCÍA-ORENES, F., ARCENEGUI, V., CHRENKOVÀ, K., MATAIX-SOLERA, J., MOLTÓ, J., JARANA-NAVARRO Y TORRES, M.P. (2017). Effects of salvage logging on soil properties and vegetation recovery in a fire-affected Mediterranean forest: A two year monitoring research. *Science of the Total Environment* 586, 1057-1065.
- GIMENO-GARCÍA, E., ANDREU, V., RUBIO, J.L. (2010). Spatial patterns of soil temperatures during experimental fires.
- GILTZENSTEIN, J. S.; STRENG, D. R. & PLATT, W. J. (1995a). Evaluating the effects of season of burn on vegetation in longleaf pine savannas. *Proyect rept., Nongame Prog., Florida Game and Fresh Water Fish Commiss, Tallahassee.* 118 pp.
- GILTZENSTEIN, J. S.; PLATT, W. J. & STRENG, D. R. (1995b). Effects of fire regime and habitat on tree dynamics in north Florida longleaf pine savannas. *Ecol. Monogr.* 65: 441-476.
- GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., GIACHETTI, M. (1988). Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science* 146: 255-262.
- GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., GIACHETTI, M. (1990a). Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. En: *Fire and Ecosystem Dynamics Mediterranean and Northern Perspectives.* Goldammer, J.C. and Jenkins, M.J. (eds). pp. 95-102.
- GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., GIACHETTI, M. (1990b). Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science* 149: 344-350.
- GONZALEZ-PEREZ, J.A., GONZALEZ-VILA, F.J., ALMENDROS, G., KNICKER, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter – a review. *Enviroment International* 30:855- 870.
- GUERRERO, C., GOMEZ, I., MATAIX-SOLERA, J., MORAL, R., MATAIX BENEYTO, J., HERNANDEZ, M.T. (2000). Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils* 32: 410-414.
- GUERRERO, C., GOMEZ, I., MORAL, R., MATAIX-SOLERA, J., MATAIX-BENEYTO, J., HERNANDEZ, T. (2001B). Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology* 76: 221-227.
- GUERRERO, C., MATAIX-SOLERA, J., RODRIGUEZ, F., GARCIA-ORENES, F., GOMEZ, I., MORAL, R. (2003). Biomasa microbiana edáfica en suelos afectados por fuego y enmendados

con diferentes residuos orgánicos. En: Control de Erosion y Degradación Del Suelo. R. Bienes y M.J. Marques (eds). pp: 347-350. Madrid.

HERNANDEZ, T., GARCIA, C., REINHARDT, I. (1997). Shortterm effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 25: 109-116.

HUDSON, N. (1982). *Conservación del suelo*. Reverté, S. A. Barcelona, 355 pp.

INSAM, H., DOMSCH, K.H. (1988). Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbial Ecology* 15:177-188.

JALALUDDIN, M. (1969). Micro-organisms colonization of forest soil after burning. *Plant and Soil* 30: 150-152.

JOERGENSEN, R.G., ANDERSON, T. H. Y WOLTERS, V. (1995). Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech *Fagus sylvatica* L. forests. *Biol. Fertil. Soils* 19, 141-147.

KUTIEL, P., NAVEH, Z. (1987). The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant and Soil* 104: 269-274.

KUTIEL, P., NAVEH, Z., KUTIEL, H. (1990). The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on mount Carmel, Israel. En: *Fire and Ecosystems Dynamics Mediterranean and Northern Dynamics*. Goldamer, J.C. y Jenkins, M.J. (eds) SPB Academy Publishing, The Hague.

LE HOUEROU, N.H. (1973). Fire and vegetation in Mediterranean Basin. *Proc. Ann. Tall. Timb. Fire Ecol.* pp 1120-1127

LINDENMAYER, D.B., NOSS, R.F., (2006). Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 20, 949-958.

MACDONALD, L.H., LARSEN, I.J. 2009. Effects of forest fires and post-fire rehabilitation: a Colorado case study. En: *Restoration strategies after forest fires*. (A. Cerdá P. Robichaud, eds.). Science Publishers, p. 423 -452.

MAPAMA, 2009. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Pliego de condiciones. Denominación de Origen Protegida (DOP). "Pago de Arinzano".

MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; CASTRO, J.; KOWALSKI, A.S.; SERRANO-ORTIZ, P.; REVERTER, B.R. (2011). Post-fire soil respiration in relation to burnt wood management in a Mediterranean mountain ecosystem. *For. Ecol. Managem.* 261: 1436-1447.

MARINARI, S., MASCIANDARO, G., CECCANTI, B., GREGO, S., (2000). Influence of organic and mineral fertilizers on soil biological and physical properties.

MATAIX-SOLERA, J. (1999). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis doctoral, (pH-D). Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 330 pp.

MATAIX-SOLERA, J. (2001). Forest fires in Mediterranean environments and their effects on soils. Seminar in the University of Wales Swansea. United Kingdom Department of Geography (unpublished). 15 August 2001.

- MATAIX-SOLERA, J., LLORET, E., ZORNOZA, R., GUERRERO, C., GARCIA-ORENES, F., MATAIX-BENEYTO, J., NAVARRO, J., GOMEZ, I. (2006). Soil organic carbon, microbial biomass and basal respiration 11 years after a forest fire in a Mediterranean environment. *Geophysical Research Abstracts*. Vol 8, 01249.
- MATAIX-SOLERA, J. y CERDÀ, A. (2009). Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. A: Cerdà, A. i Mataix-Solera, J. (Eds), Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión vino por los científicos españoles, Cátedra de Divulgación de la Ciencia-Fuegored, Valencia, p. 27-53.
- MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C., GARCÍA-ORENES, F., BÁRCENAS, G.M. Y TORRES, M.P. (2009). Forest fire effects on soil microbiology. En: Cerdà, A. y Robichaud, P.R. (Eds.) *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, 133 – 176.
- MATAIX-SOLERA, J., GOMEZ, I; NAVARRO-PEDRENO, 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. Y GUERRERO, C. (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. A: Mataix-Solera, J. (Ed), *Incendios Forestales, Suelos y Herosión Hidrica*. Caja Mediterráneo. CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante, p. 5-40.
- MATAIX-SOLERA J, ARCENEGUI V, CERDÀ A, GARCÍA-ORENES F, MOLTÓ J, CHERNKOVÀ K, TORRES P, LOZANO E, JIMENEZ-PINILLA P, JARA NAVARRO AB. (2015). Estudio del impacto del fuego y tratamientos post-incendio. Zona de Serelles (Sierra de Mariola). Grupo de Edafología Ambiental. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández (UMH). EGU2015-2111-2, 2015.
- MORONI, M.T., SHAW, C.H., OTAHAL, P. (2010). Forest carbon stocks in Newfoundland boreal forests of harvest and natural disturbance origin I: field study. *Can. J. For. Res.* 40, 2135-2145.
- NAVEH, Z. (1974). Effects of the fire in the Mediterranean Region. En: *Fire and Ecosystems*. Kozlowski, T.T. Ahlgren, C.E. Ed. Academic Press.
- NAVEH, Z. (1975). The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. *Veg.* 29(3): 199-208.
- PAPANASTASIS, V. P. (1977). Fire ecology and management of phryganic communities in Greece. *Proc. Symposium on Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. U.S.D.A. Forest Service.
- PEREG L., MATAIX-SOLERA J., MCMILLAN M., GARCÍA-ORENES F., 2018. The impact of post-fire salvage logging on microbial nitrogen cyclers in Mediterranean forest soil. *Science of the Total Environment*. 619-620, 1079-1087.
- PEREIRA, P., ÚBEDA, X., MARTIN, D.A., MATAIX-SOLERA, J., CERDÀ, A., BURGUET, M. (2014). Wildfire effects on extractable elements in ash from a *Pinus pinaster* forest in Portugal. *Hydrol.Process.* 28: 3681–3690.
- PIETIKAINEN, J., HIUKKA, R., FRITZE, H. (2000a). Does shortterm heating of forest humus change its properties as a substrate for microbes?. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 277-288.

- PRIETO-FERNANDEZ, A. (1996). Ecosistemas forestales quemados: dinámica del nitrógeno y de la biomasa microbiana edáficos. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia, CSIC.
- PRIETO-FERNANDEZ, A., ACEA, M.J., CARBALLAS, T. (1998). Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biology and Fertility of Soils* 27: 132-142.
- PRITCHETT, W.L., FISHER, R.F. (1987). Effects of fire on soils and site. En: *Properties and Management of Forest Soils*. John Wiley, New York.
- RAISON, R.J. (1979). Modifications of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* 51:73-108
- SAA, A., TRASAR-CEPEDA, M.C., CARBALLAS, T. (1998). Soil P status and phosphomonoesterase activity of recently burnt and unburnt soil following laboratory incubation. *Soil Biology & Biochemistry* 30: 419-428.
- SAA, A., TRASAR-CEPEDA, M.C., GIL-SOTRES, F., CARBALLAS, T. (1993a). Changes in soil phosphorus and acid phosphatase activity immediately following forest fires. *Soil Biology & Biochemistry* 25: 1223-1230.
- SAA, A., TRASAR-CEPEDA, M.C., CARBALLAS, T. (1993b). First year evolution of a forest burnt soil. III. P distribution and phosphatase activity. XI International Symposium on Environmental Biogeochemistry, Salamanca, Septiembre-October 1993. Abstracts. *Biogeochem. Ecosystems*.
- SEEDRE, M., SHRESTHA, B.M., CHEN, H.Y.H., COLOMBO, S., JÓGISTE, K. (2011). Carbon dynamics of North American boreal forest after stand replacing wildfire and clearcut logging. *J. For. Res.* 16, 168-183.
- SERRANO-ORTIZ, P., MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., REVERTER, B.R., SÁNCHEZ-CAÑETE, E.P., CASTRO, J., KOWALSKI, A.S. (2011). Post-fire salvage logging reduces carbon sequestration in Mediterranean coniferous forest. *For. Ecol. Manag.* 262, 2287-2296.
- SERRASOLSAS, I. & KHANNA, P. K.; 1995. Changes in heated and autoclaved forest soils of S. E. Australia. II. Phosphorus and phosphatase activity. *Biogeochemistry*, 29: 25-41.
- SHAKESBY, R.A. & DOERR, S.H. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Sciences Reviews* 74: 269-307.
- SMITH, K.C., COYEA, M.R., MUNSON, A.D. (2000). Soil carbon, nitrogen, and phosphorus stocks and dynamics under disturbed black spruce forests. *Ecol. Appl.* 10, 775-788.
- SOIL SURVEY STAFF, (2014). *Keys to soil taxonomy*, 11th edn. USDANRCS, Washington DC, USA pp 106-111.
- SPARLING, G.P. (1992). Ratio of microbial biomass carbon to soil organic matter carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research* 30: 195-207.
- TABATABAI, M.A. (1982). Soil enzymes. En: *Methods of Soil Analysis, Part 2*. Ed. Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R., 2nd ed. Agronomical Monograph No 9. American Society of Agronomy and Soil Science of America. Madison. pp. 501-538.

- TRABAUD, L. (1983). The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* garrigue. Mediterranean Type Ecosystems. En: The Role of Nutrients. Kruger, T.J., Mitchel, D.T. and Jarvis, T.U.M. eds. Ecological Studies, 43, pp. 233-243.
- ÚBEDA, X. (2000). Efectos de los incendios forestales sobre los suelos. Ponencia presentada en el seminario "Problemática Ambiental de Suelos Mediterráneos". Universidad Internacional Menéndez Pelayo UIMP. Noviembre 2000. Alicante. Tomo 1, 118-137.
- ÚBEDA, X. y OUTEIRO, L. 2009. Physical and chemical effects of fire on soil. In: Cerdá, A. Robichaud, P. R. (Eds). Fire effects on Soils and Restoration Strategies. Science Publishers, Enfield, NH, oo. p. 105-133.
- VAZQUEZ, F.J., ACEA, M.J., CARBALLAS, T. (1993). Soil microbial populations after wildfire. FEMS Microbiology Ecology 13: 93-104.
- VELEZ, R. (1993). High intensity forest fires in the mediterranean basin: natural and socioeconomic causes. Disaster Management 5: 16-20.
- WELLS, C.G., CAMPBELL, R.E., DEBANO, L.F., LEWIS, C.E., FREDRIKSEN, R.L., FRANKLIN, E.C., FROELICH, R.C., DUNN, P.H. (1979). Effects of fire on soil. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report WO 7: 1-34.
- WHITE, E.M.; THOMPSON, W.W. & GARTNER, F.R.; 1973. Heat effects on nutrient release from soils under ponderosa pine. *J. Range Manage.* 26: 22-24.
- WIDDEN, P., PARKINSON, D. (1975). The effects of a forest fire on soil microfungi. Soil Biology & Biochemistry 7: 125-138.
- WISCHMEIER, V. H. (1960). Cropping-management factor evaluations for a universal soil loss equation. Proc. Soil Sci. Soc. Am., 24: 322-326.