

# Trabajo Fin de Grado

## Ciencias Ambientales

Evaluación de las condiciones de quema prescrita que influyen en la repelencia al agua de suelos bajo pasto matorralizado por erizón (*Echinospartum horridum*) en el Pirineo Central

Evaluation of the prescribed burning conditions that influence water repellency of soils under grass scrubbed by *Echinospartum horridum* in the Central Pyrenees

Autor/es

Marta Escuer Arregui

Director/es

Josep Oriol Ortiz Perpiñá

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

2021



# Agradecimientos

Ha sido un placer trabajar con el grupo FUEGOSOL. Agradezco a David, Ana Paula, Andoni y María por la ayuda en la toma de muestras y en el laboratorio y por hacer que mis horas de trabajo sean más amenas.

A Oriol por su genial labor como docente e investigador, gracias a la cual desperté el interés por la ciencia del suelo. Por todo el esfuerzo y el tiempo que me ha dedicado y todo lo que me ha enseñado, siempre con una sonrisa en la cara.

A los técnicos Belén, Esther, José Antonio, Joaquín y Jaime por la ayuda recibida en el laboratorio e invernadero.

A mi madre y padre por todo el amor que me han dado. A mi hermano por sus sabios consejos que me han ayudado a seguir adelante. A toda mi familia por su apoyo.

A mis amigas y compañeras, German, Vega, Kimberly, Javier, María... que han hecho de este un camino feliz e inolvidable.

Muchas gracias.



# Resumen

Con el objetivo de evaluar los efectos en el suelo de distintas severidades de quema, se han realizado quemas controladas de monolitos de suelo bajo distintas temperaturas y tiempos. Los monolitos han sido muestreados justo después de las quemas y tras cinco meses de conservación en invernadero, separando las capas de 0-1 y 1-3 cm.

Se han medido atributos químicos (pH y conductividad eléctrica), atributos físicos (persistencia e intensidad de la repelencia al agua) y atributos biológicos (carbono orgánico, lábil, recalcitrante, intermedio, microbiano y respirado). Los resultados indican que las quemas de mayor severidad causan sobre la materia orgánica un fuerte impacto tanto a nivel cuantitativo como cualitativo, afectando a diversas fracciones del carbono orgánico, así como a la biomasa microbiana y su actividad. Las quemas de mayor severidad también causan una fuerte repelencia al agua en superficie o profundidad, en función de la duración de la quema.

A los cinco meses, la mayoría de los parámetros han vuelto a valores iniciales, y ha desaparecido la hidrofobicidad post fuego, lo que sugiere una rápida recuperación del suelo frente a la perturbación causada por el fuego.

**Palabras clave:** Fuego, Hidrofobicidad, Materia orgánica, Propiedades biológicas

# Abstract

With the objective of evaluating the effects of fire on soil of varying burning severity, prescribed burnings of soil samples under different burning temperatures and times have been conducted. The soil samples have been sampled immediately after the prescribed burnings and five months after greenhouse conservation, separating layers of 0-1 and 1-3 cm.

The measured parameters have been the chemical attributes (pH and electrical conductivity), physical attributes (persistence and intensity of water repellence) and biological attributes (labile, intermediate, recalcitrant, microbial, and basal respiration organic carbon). The results show that the most severe burns cause a big impact on organic matter, both on quantitative and qualitative levels, affecting the diverse organic carbon fractions, as well as the microbial biomass and activity. Most severe burns also cause a big water repellence both on the surface or depth.

After five months, most of parameters have been returned to initial levels and post-fire water repellence have disappeared, suggesting a fast recovery of the soil properties after the disturbance caused by the burnings.

**Keywords:** Fire, Hydrophobicity, Organic matter, Biological properties

# Índice general

<b>1. Introducción</b> .....	<b>1</b>
1.1 Introducción.....	1
1.2 Objetivos del proyecto.....	5
<b>2. Material y métodos</b> .....	<b>7</b>
2.1 Diseño experimental.....	7
2.1.1 Planteamiento experimental.....	7
2.1.2 Obtención de los monolitos de suelo y de la biomasa de erizón.....	10
2.1.3 Realización de las quemas.....	12
2.1.4 Preparación de las muestras para el análisis en el laboratorio.....	14
2.2 Medición de los atributos edáficos.....	15
2.2.1 Medición de los atributos físicos.....	15
2.2.2 Medición de los atributos químicos.....	17
2.2.3 Medición de los atributos biológicos.....	17
2.3 Análisis de datos.....	19
<b>3. Resultados</b> .....	<b>20</b>
3.1 Parámetros de quema.....	20
3.1.1 Datos generales.....	20
3.1.2 Índice de quema.....	20
3.1.3 Temperatura máxima alcanzada.....	21
3.1.4 Tiempo por encima de 50 °C, 100 °C, 300 °C y 500 °C.....	22
3.2 Atributos químicos.....	24
3.2.1 pH.....	24
3.2.2 Conductividad eléctrica.....	26
3.3 Atributos biológicos.....	28
3.3.1 Carbono oxidable.....	28
3.3.2 Carbono lábil.....	30
3.2.3 Proporción de carbono lábil.....	32
3.2.4 Carbono recalcitrante.....	34
3.2.5 Proporción carbono recalcitrante.....	36
3.2.6 Proporción de carbono intermedio.....	38
3.2.7 Biomasa microbiana.....	40
3.2.8 Proporción carbono microbiano/carbono orgánico.....	42
3.2.9 Respiración C-CO <sub>2</sub> .....	44
3.2.10 Coeficiente de mineralización del carbono (CMC).....	46
3.2.11 Cociente metabólico microbiano (qCO <sub>2</sub> ).....	48
3.4 Atributos físicos.....	50
3.4.1 Persistencia de la repelencia al agua del suelo.....	50
3.4.2 Intensidad de la repelencia al agua del suelo.....	53
3.5 Análisis de Componentes Principales.....	55
<b>4. Discusión</b> .....	<b>59</b>
4.1 Parámetros de quema.....	59
4.2 Atributos químicos.....	60
4.2.1 pH y CE.....	60
4.3 Atributos biológicos.....	64
4.3.1 Carbono orgánico total.....	64

4.3.2 Carbono lábil.....	67
4.3.3 Carbono recalcitrante.....	69
4.3.4 Parámetros microbianos .....	72
4.4 Atributos físicos .....	75
4.4.1 Repelencia al agua del suelo .....	75
<b>5. Conclusiones .....</b>	<b>80</b>
<b>6. Bibliografía.....</b>	<b>82</b>
<b>Anexo: Matriz de Correlaciones.....</b>	<b>96</b>

## Índice de figuras

<b>Figura 1.</b> Mapa de localización de la zona de muestreo.....	10
<b>Figura 2.</b> Procedimiento del muestreo de los bloques.....	11
<b>Figura 3.</b> Procedimiento del fraccionamiento de la biomasa de erizón.....	12
<b>Figura 4.</b> Procedimiento de la quema de los bloques.....	13
<b>Figura 5.</b> Resultado de la quema de los bloques.....	14
<b>Figura 6.</b> Índice de quema (CI).....	21
<b>Figura 7.</b> Temperatura máxima alcanzada (T.Max).....	22
<b>Figura 8.</b> Tiempo por encima de 50 °C, 100 °C, 300 °C y 500 °C.....	23
<b>Figura 9.</b> pH.....	25
<b>Figura 10.</b> Conductividad eléctrica (EC).....	27
<b>Figura 11.</b> Carbono oxidable (Cox).....	29
<b>Figura 12.</b> Carbono lábil (Labile C).....	31
<b>Figura 13.</b> Proporción de carbono lábil (Labile C).....	33
<b>Figura 14.</b> Carbono recalcitrante (Recalcitrant C).....	35
<b>Figura 15.</b> Proporción de carbono recalcitrante (Recalcitrant C).....	37
<b>Figura 16.</b> Proporción de carbono intermedio (Intermediate C).....	39
<b>Figura 17.</b> Carbono de biomasa microbiana (MBC).....	41
<b>Figura 18.</b> Proporción carbono microbiano/ carbono orgánico (Cmic/Cmic).....	43
<b>Figura 19.</b> Respiración C-CO <sub>2</sub> (Resp. C-CO <sub>2</sub> ).....	45
<b>Figura 20.</b> Coeficiente de mineralización del carbono (CMC).....	47
<b>Figura 21.</b> Cociente de mineralización del carbono (qCO <sub>2</sub> ).....	49
<b>Figura 22.</b> Ocurrencia de repelencia al agua del suelo (SWR occurrence).....	52
<b>Figura 23.</b> Intensidad a la repelencia ala agua del suelo (SWR).....	54
<b>Figura 24.</b> Análisis de Componentes Principales 1 (ACP 1).....	56
<b>Figura 25.</b> Análisis de Componentes Principales 2 (ACP 2).....	58
<b>Figura 26.</b> Matriz de Correlaciones 1.....	96
<b>Figura 27.</b> Matriz de Correlaciones 2.....	97

## Índice de tablas

<b>Tabla 1.</b> Cantidad y tipología de los bloques.....	8
<b>Tabla 2.</b> Condiciones de quema de los bloques.....	8
<b>Tabla 3.</b> Datos generales de la zona de estudio.....	11
<b>Tabla 4.</b> Categorización de las clases de persistencia de la repelencia al agua.....	15
<b>Tabla 5.</b> Categorización de las clases de intensidad de la repelencia al agua.....	16
<b>Tabla 6.</b> Datos generales de los parámetros de quema.....	20

# 1. Introducción

## 1.1 Introducción

En los ecosistemas mediterráneos, el fuego es un factor natural que condiciona la evolución del paisaje, elimina la cubierta vegetal, altera las propiedades del suelo y aumenta las tasas de erosión (Hyde et al., 2007).

Supone un factor ecológico importante que afecta a la productividad y preservación de los ecosistemas terrestres, influyendo en su composición, tipo y salud (Richardson, 1998), así como en su evolución y organización mediante la regulación de su biodiversidad y estructura vegetativa (Beringer et al., 2007; Skarpe, 1992).

Sin embargo, los incendios forestales se han incrementado por los importantes cambios socioeconómicos ocurridos en las últimas décadas. Se han visto alterados sus regímenes en términos de frecuencia, dimensiones, estacionalidad, recurrencia, intensidad y severidad (Cerdà y Doerr, 2005; Keeley, 2009), causando efectos severos en el suelo, agua y vegetación (Bento-Gonçalves et al., 2012; Guénon et al., 2013).

Y uno de los componentes ecosistémicos más sensibles al impacto de los incendios forestales es el suelo (Neary et al., 1999). Su efecto en el suelo puede medirse mediante la alteración de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Certini, 2005; De la Rosa et al., 2008), y se presentan en mayor o menor intensidad según la severidad del fuego, que depende fundamentalmente de la liberación de energía (temperatura alcanzada) y la duración del fuego (Certini, 2005).

Generalmente, el efecto del fuego supone un impacto negativo, aunque en algunos casos se ha observado la mejora de alguna propiedad, por ejemplo algunas características relacionadas con la disponibilidad de algunos nutrientes, por el efecto del fuego (Johnson y Curtis, 2001; Neary et al., 2005; Zavala y Celis, 2014).

En suelos afectados por el fuego, la erosión hídrica es un proceso extremadamente activo y decisivo para la evolución de las zonas quemadas. El fuego produce perturbaciones en la superficie del suelo como la disminución de la materia orgánica del suelo (MOS) y del horizonte orgánico (Cerdà y Mataix-Solera, 2011). La pérdida de la cubierta vegetal protectora y del horizonte orgánico, combinada en determinados tipos de fuegos con la pérdida de estructura del suelo y en ocasiones el aumento de la repelencia al agua produce un mayor impacto en el efecto de la lluvia en la superficie del suelo, aumentando la escorrentía, la rotura de agregados por splash y la erosión de las capas superficiales del suelo, que son precisamente las responsables mayoritarias

de la fertilidad del suelo. Además, la erosión puede eliminar la capa de cenizas y el horizonte orgánico remanente tras el fuego, que constituye un importante reservorio de nutrientes (Badía-Villas et al., 2014).

En las regiones mediterráneas semiáridas, con largos veranos secos y calurosos, el fuego es una de las perturbaciones más importantes. La degradación del suelo por incendios forestales en estas regiones se agrava donde factores edáficos, geomórficos y climáticos (como las abundantes precipitaciones de alta intensidad en el período de otoño, justo después de los incendios forestales del verano) tienden a aumentar la escorrentía y la erosión del suelo (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012; Shakesby, 2011). En estas zonas, la erosión del suelo puede continuar durante meses y años, hasta que las propiedades del suelo y la vegetación protectora o la cubierta vegetal es recuperada, o bien hasta la configuración de un paisaje de badlands, que implica la pérdida total del suelo (Shakesby, 2011).

En los Pirineos Centrales (NE-España), el pastoreo supuso un rol primario en la gestión tradicional de sus pastos (Nadal-Romero et al., 2018). Estos pastos mesofíticos, están compuestos por especies subclimax que necesitan para su supervivencia el pastoreo de los arbustos (Halada et al., 2011). Sin embargo, esta actividad ha sufrido un gran declive en las últimas décadas debido a factores socioeconómicos como el éxodo rural (B. Komac et al., 2013). Como consecuencia de ello, los pastos pirenaicos se han visto inmersos en procesos de invasión de arbustos, proceso denominado matorralización y en el que juega un papel destacable, aunque no único, el erizón (*Echinopartum horridum* (Vahls) Rothm) (Alados et al., 2018; B. Komac et al., 2013). Así, el erizón es uno de los arbustos más abundantes y con mayor amplitud ecológica del Pirineo central (Gartzia et al., 2014; Benjamin Komac et al., 2011; Marinas et al., 2004).

Podríamos preguntarnos, ¿Por qué es importante la recuperación de estos espinares de erizón en pastos aprovechables por el ganado?

Estos pastos subalpinos son ecosistemas ricos y diversos, que proporcionan importantes servicios ambientales, económicos y sociales (Follett y Reed, 2010; Nadal-Romero et al., 2018). Suponen hábitats de alta biodiversidad y suelen contener especies adaptadas a condiciones cercanas a sus límites de distribución por lo que aumenta el número de endemismos (Canals y Sebastià, 2000). También suponen una fuente valiosa de alimento para el ganado, desempeñando un importante papel económico en las poblaciones de montaña (Villagra et al., 2015). Suponen paisajes abiertos con bajas cargas de biomasa inflamable que actúan como cortafuegos, por lo que contribuyen a la prevención de incendios (Bernués et al., 2014; Reiné Viñales, 2017). También tienen

un alto potencial de secuestro de carbono y regulación de los flujos de gases con efecto invernadero (Conant et al., 2011; Farley et al., 2004).

En contraposición, los espinares de erizón forman extensas y densas cubiertas prácticamente monoespecíficas, con escasa biodiversidad y elevado riesgo de incendio, por la notable acumulación de necromasa (Rafael et al., 2011).

Desde mediados de los años noventa se han realizado acciones para detener la matorralización de estos pastos, siendo las prácticas más comunes las quemaduras prescritas y los clareos mecánicos (Montiel y Kraus, 2010). Algunos autores afirman que la quema recurrente combinada con el pastoreo es la mejor práctica para evitar esta sucesión hacia zonas matorralizadas (Bartolomé et al., 2005; Benjamin Komac et al., 2011). En realidad, esta era la práctica de manejo común en los pastos del Pirineo Central, donde los pastores usaban regularmente el fuego como herramienta para la exclusión de los matorrales que el ganado no había podido eliminar (Gartzia et al., 2014).

La quema prescrita se puede definir como el uso planeado del fuego para lograr objetivos precisos y claramente definidos (Fernandes et al., 2013). Supone un método práctico y económico para evitar esta sucesión de arbustos y mantener los pastos (Montiel y Kraus, 2010). Aunque su ejecución se programa cuando las condiciones son favorables para un control efectivo del fuego y una mínima severidad, en la denominada ventana de prescripción, el fuego puede alterar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo

De igual modo que sucede con los incendios forestales, el uso del fuego técnico puede afectar a la cantidad y calidad (características bioquímicas) de la MOS (Cecilia M. Armas-Herrera et al., 2018). Del mismo modo, el grado de afectación y la persistencia de estas alteraciones dependen de la duración y severidad del incendio (Girona-García et al., 2019), y a su vez de factores ambientales (Certini, 2005; De la Rosa et al., 2008). La pérdida de materia orgánica del suelo puede tener, además de impactos notables en la calidad del suelo, efectos negativos en el secuestro de carbono que, adicionalmente, puede extenderse a largo plazo. El conocimiento sobre los efectos de este tipo de gestión del suelo en los suelos de montaña se considera de vital importancia, dado que estos suelos almacenan grandes cantidades de carbono (Saenger et al., 2015).

La materia orgánica del suelo, la agregación y la repelencia al agua (SWR) son propiedades interrelacionadas del suelo que pueden verse afectadas por el fuego (J. Mataix-Solera et al., 2011; Zheng et al., 2016) y que tienen una vinculación directa con su erosionabilidad (Debano, 1991).

La materia orgánica del suelo está relacionada con la aparición de hidrofobicidad (S. H. Doerr et al., 2000; Zavala y Celis, 2014). Pero esta propiedad del suelo depende más de la calidad de la materia orgánica que de su cantidad (Wallis y Horne, 1992). La hidrofobicidad es la propiedad del suelo que describe su grado de afinidad por el agua, por lo que tiene una correspondencia directa con la capacidad de infiltración de agua en el suelo, afectando de esta forma a sus características hidrológicas, geomorfológicas y ecológicas (Jordán et al., 2013). Las sustancias hidrofóbicas que pueden recubrir partículas minerales y agregados, o estar presentes en los espacios intersticiales del suelo (Jiménez-Morillo et al., 2016).

La hidrofobicidad en un suelo puede medirse mediante dos métodos. Uno de ellos es el test de penetración de una gota de agua (WDPT), que consiste en aplicar gotas de agua destilada en la superficie del suelo y medir el tiempo hasta que se produce su infiltración completa (Wessel, 1988). Otro método es el test del porcentaje de etanol (ETOH), que supone una medida indirecta de la tensión superficial del suelo (Watson y Letey, 1970).

Muchas investigaciones han relacionado la presencia de forma natural de esta propiedad con la acumulación de compuestos orgánicos hidrofóbicos en el suelo procedentes de diferentes especies vegetales, por ejemplo a partir de exudados foliares o radiculares, por la descomposición rápida del parénquima foliar y la preservación selectiva de las ceras y sustancias lipídicas que componen la cutícula, o bien por la síntesis de productos procedentes de la actividad microbiana (Jiménez-Pinilla et al., 2016). Un ejemplo de esta hidrofobicidad natural se encuentra en los suelos bajo erizón en zonas del Pirineo Central, donde se ha observado que la repelencia al agua es alta para las fracciones más finas de agregados presentes en los primeros centímetros del suelo (Girona-García et al., 2018).

Esta propiedad puede verse afectada por el fuego, pudiendo ser inducida o incrementada como consecuencia de la combustión parcial de la MOS (J. Mataix-Solera et al., 2011). Puede aparecer tras un incendio debido a la acumulación de cenizas o la volatilización de compuestos orgánicos durante la combustión y su posterior condensación alrededor de los agregados del suelo (Savage et al., 1968). También puede ser eliminada por oxidación o translocación de las sustancias orgánicas hidrofóbicas (Jordán, González, et al., 2010).

Esta condicionalidad parece depender, por lo menos en parte, de la temperatura alcanzada, habiendo sido observado que puede generarse hidrofobicidad si la temperatura del suelo durante un incendio alcanza los 200-250 °C y destruirse la capa repelente si esa temperatura alcanza los 270-300 °C (Debano et al., 1976).

El equipo de investigación en el que se integra el presente proyecto (FUEGOSOL) tiene una larga experiencia en el estudio de los impactos de las quemas prescritas de erizón en pastos subalpinos en el Pirineo Central. Como se ha mencionado con anterioridad, se ha observado que en los Pirineos Centrales los suelos bajo erizón son hidrófobos de forma natural, siendo los agregados de menor tamaño los más repelentes al agua, pero que esta repelencia al agua prácticamente desaparece tras una quema prescrita. Sin embargo, un año después de la quema, la repelencia al agua se recupera en estas fracciones de agregados, incluso alcanzando valores más altos que los medidos antes de la quema (Girona-García et al., 2018). También hay que destacar que se observó una relación parcial entre el aumento del contenido de materia orgánica del suelo y el incremento de la persistencia de la hidrofobicidad, pero que esta relación no explicaba por completo la variabilidad de la hidrofobicidad en todas las fracciones de agregados de las muestras tomadas antes y en distintos momentos después de la quema. En una línea de trabajo parecida, otros trabajos han sugerido que la calidad de la materia orgánica y las condiciones de la quema podrían ser factores contribuyentes a la reaparición de la repelencia al agua (Jiménez-Morillo et al., 2016).

Por otro lado, la reaparición de la repelencia al agua a los pocos meses de haberse producido la quema, cuando la cubierta vegetal protectora frente a la erosión es todavía muy escasa, puede contribuir a la aparición de procesos de pérdida de suelo por erosión, en pastos de montaña en los que las condiciones topográficas ya facilitan el desarrollo de estos procesos. Además, la presencia de hidrofobicidad en agregados pequeños podría reducir el intercambio de nutrientes entre suelo y plantas, al tener menor humectabilidad pudiendo afectar de forma negativa a el objetivo de las quemas prescritas, la recuperación de los pastos (Mataix-Solera y Doerr, 2004).

Dada la estrecha relación entre la cantidad y calidad de la MOS y la hidrofobicidad natural, nuestra hipótesis de trabajo fue que las condiciones de la quema (temperatura y duración) podrían tener un efecto directo sobre la pérdida o no de la repelencia natural al agua, y que su reaparición tras la quema se relacionaría con procesos de lavado desde el horizonte orgánico parcialmente quemado y con la actividad microbiana del suelo, lo cual se relaciona, también, con las condiciones de la quema.

## 1.2 Objetivos del proyecto

Los objetivos del proyecto pretendían verificar las hipótesis de trabajo formuladas anteriormente, por lo que el objetivo general del proyecto fue evaluar la relación entre las condiciones de quema (temperatura y duración) y los cambios en la hidrofobicidad

natural de los suelos o el desarrollo de repelencia inducida por el fuego, así como en algunas propiedades que se relacionan con ella.

Los objetivos específicos que se plantearon son:

1. Evaluar los cambios en la repelencia al agua de bloques de suelo bajo erizón sometidos a quemas a distintas temperaturas y duraciones en condiciones controladas.
2. Evaluar los cambios en propiedades asociadas con la repelencia al agua (pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico y biomasa microbiana) de bloques de suelo bajo erizón sometidos a quemas a distintas temperaturas y duraciones en condiciones controladas.
3. Explorar si los cambios en la repelencia al agua son consecuencia del shock térmico durante la quema o bien de los cambios inducidos por éste en las propiedades edáficas contempladas en el objetivo 2.
4. Determinar el tipo de quema que permite alcanzar los objetivos de manejo con una perturbación mínima del suelo.

Estos planteamientos y los objetivos que de ellos se desprenden se alinean con los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, en particular con el objetivo 15 (Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras, detener la pérdida de biodiversidad) y las metas 15.1 (Para 2020, velar por la conservación, el restablecimiento y el uso sostenible de los ecosistemas terrestres y los ecosistemas interiores de agua dulce y los servicios que proporcionan, en particular los bosques, los humedales, las montañas y las zonas áridas, en consonancia con las obligaciones contraídas en virtud de acuerdos internacionales), 15.3 (Para 2030, luchar contra la desertificación, rehabilitar las tierras y los suelos degradados, incluidas las tierras afectadas por la desertificación, la sequía y las inundaciones, y procurar lograr un mundo con una degradación neutra del suelo), 15.4 (Para 2030, velar por la conservación de los ecosistemas montañosos, incluida su diversidad biológica, a fin de mejorar su capacidad de proporcionar beneficios esenciales para el desarrollo sostenible) y 15.5 (Adoptar medidas urgentes y significativas para reducir la degradación de los hábitats naturales, detener la pérdida de la diversidad biológica y, para 2020, proteger las especies amenazadas y evitar su extinción).

## 2. Material y métodos

### 2.1 Diseño experimental

#### 2.1.1 Planteamiento experimental

A partir de la formulación de los objetivos de este trabajo, el diseño experimental está basado en la quema controlada de monolitos/bloques de suelo de 15x15x10 cm, a distintas severidades, expresadas como temperatura y tiempo de duración por encima de una temperatura determinada y conteniendo, en su superficie, la misma cantidad de biomasa de erizón que contienen en condiciones de campo, cuantificado previamente.

Configura 5 lotes de 5 bloques de suelo (denominados HL, HS, LL, LS y UU), de los cuales uno se quemó a baja severidad (temperatura baja y tiempo corto, LS), uno quemado a severidad media por duración (temperatura baja y tiempo largo, LL), uno quemado a severidad media por temperatura (temperatura alta y tiempo corto, HS), uno quemado a severidad alta (temperatura alta y tiempo largo, HL) y un control (UU) (*tabla 1*).

En este diseño experimental, el bloque no quemado en el momento inicial o tiempo cero, T0 (T0UU), es representativo de las características previas a la quema y de un suelo no sometido a este tipo de tratamiento de manejo, mientras que el resto de los bloques de T0 (T0LS, T0LL, T0HS y T0HL), de las condiciones inmediatas tras la quema. Los bloques analizados en T5, a los 5 meses de la ejecución de las quemas, representan el estadio de evolución a corto plazo, y disponen de sus respectivos controles.

Como aproximación a la realidad en condiciones de campo, donde se observa con frecuencia una distribución muy irregular de los restos vegetales parcialmente calcinados y de las cenizas, los lotes de monolitos quemados a distintas severidades y conservados durante 5 meses en el invernadero (bloques T5) se duplicaron; la mitad se conservaron con la biomasa parcialmente calcinada y las cenizas en la superficie, y la otra mitad sin.

Así pues, de acuerdo a lo expuesto anteriormente, se han caracterizado en este trabajo los siguientes lotes de monolitos (*tabla 1*), estando cada lote compuesto por 5 monolitos (LS, LL, HS, HL y UU):

- T0: justo después de la ejecución de la quema. Un lote.
- T5: cinco meses después de la ejecución de la quema. Cuatro lotes distribuidos según:
  - T5+: con capa orgánica y ceniza tras la quema. Dos lotes.

- T5-: sin capa orgánica y ceniza tras la quema. Dos lotes.

*Tabla 1. Cantidad y tipología de los bloques.*

Tiempo	Horizonte orgánico tras la quema	Temperatura	Duración	Número de bloques	Identificación
T0	---	Baja (L)	Corta (S)	1	T0LS
		Baja (L)	Larga (L)	1	T0LL
		Alta (H)	Corta (S)	1	T0HS
		Alta (H)	Larga (L)	1	T0HL
		Sin (U)	Sin (U)	1	T0UU
T5	Presente (+)	Baja (L)	Corta (S)	2	T5+LS
		Baja (L)	Larga (L)	2	T5+LL
		Alta (H)	Corta (S)	2	T5+HS
		Alta (H)	Larga (L)	2	T5+HL
		Sin (U)	Sin (U)	2	T5+UU
T5	Ausente (-)	Baja (L)	Corta (S)	2	T5-LS
		Baja (L)	Larga (L)	2	T5-LL
		Alta (H)	Corta (S)	2	T5-HS
		Alta (H)	Larga (L)	2	T5-HL
		Sin (U)	Sin (U)	2	T5-UU

Las condiciones de quema que se establecieron para cada tipo de monolito fueron las que se presentan en la *tabla 2*.

*Tabla 2. Condiciones de quema de los bloques.*

Tipo de bloque	Etiqueta	Temperatura a 1 cm (°C)	Tiempo de mantenimiento del criterio de temperatura (min)
Temperatura baja y tiempo corto	LS	50	12
Temperatura baja y tiempo largo	LL	50	24
Temperatura alta y tiempo corto	HS	80	12
Temperatura alta y tiempo largo	HL	80	24
Control	UU		Sin quema

La temperatura baja se estableció en 50 °C a 1 cm de profundidad, dado que esta es la temperatura a la que se empiezan a producir cambios en los atributos biológicos del suelo y comienza la evaporación de su humedad (Santín y Doerr, 2016). Esta temperatura representa las condiciones reales en las que la quema se produce a una velocidad máxima (áreas de pendiente con quema en sentido ascendente o velocidad del viento cercana al límite de la ventana de prescripción). Corresponde a una temperatura en superficie de unos 200 a 250 °C. La temperatura alta se estableció en 80 °C a 1 cm de profundidad, dado que a esta temperatura ya se ha producido la muerte de la mayor parte de las raíces finas y una importante afectación de la biomasa microbiana bacteriana y fúngica (Santín y Doerr, 2016), y corresponde a temperaturas de entre 500 y 625 °C en superficie.

Por otro lado, el tiempo corto se estableció en función del tiempo promedio requerido para cumplir el criterio de temperatura (50 y 80 °C) a 1 cm de profundidad. Este tiempo coincide aproximadamente con el periodo de altas temperaturas en el suelo cuando las condiciones favorecen la propagación rápida del fuego (áreas de pendiente con quema en sentido ascendente o velocidad del viento cercana al límite de la ventana de prescripción). El tiempo largo se estableció como el doble del corto y corresponde a aquellas situaciones reales en las que la velocidad de propagación del fuego es lenta por producirse en zonas llanas y prácticamente sin viento.

En cuanto a la obtención de muestras para la caracterización de los efectos del fuego, dado que los efectos documentados de las quemas prescritas y de los incendios sobre el suelo muestran, por lo general, una fuerte dependencia de la profundidad de muestreo se optó por una toma de muestras por capas, separando la capa 0-1 cm y 1-3 cm.

## 2.1.2 Obtención de los monolitos de suelo y de la biomasa de erizón

Los monolitos de suelo se obtuvieron en la localidad de Puerto Sobás, cercana a la ermita de Santa Orosia, en el municipio de Yebra de Basa (Huesca). Se trata de una zona de antiguos pastos subalpinos densamente tapizada de *Echinopartum horridum*, con una ligera pendiente de orientación sur y cuyo suelo se clasifica en WRB como Leptic Cambisol.



Figura 1. Mapa de localización de la zona de muestreo.

Tabla 3. Datos generales de la zona de muestreo (Girona-García et al., 2019).

<b>Coordenadas</b>	42° 30' 55.0" N 0° 15' 47.9" W
<b>Altitud (msnm)</b>	1480
<b>Temperatura media anual (°C)</b>	8,3
<b>Precipitación media anual (mm)</b>	1015
<b>Orientación</b>	S
<b>Pendiente media (%)</b>	5
<b>Clasificación del suelo (WRB-IUSS, 2014)</b>	Leptic Cambisol
<b>Cubierta de <i>Echinopartum horridum</i> (%)</b>	75
<b>Biomasa aérea (kg/m<sup>2</sup>)</b>	9,24
<b>Hojarasca (OL+OF)</b>	1,62

Se tomaron 25 monolitos de suelo inalterado de aproximadamente 15 x 15 cm de superficie y 10 cm de profundidad, correspondientes a un área de 0,56 m<sup>2</sup> en total. Todos los monolitos se obtuvieron del mismo punto, y de forma continua unos a otros, bajo matorral de erizón. Previamente se limpió la superficie de biomasa de erizón presente sobre el área de suelo muestreada y se recogió.

Los monolitos se envolvieron en papel de aluminio para evitar que se desmontaran y se transportaron directamente desde la zona de muestreo hasta la Escuela Politécnica Superior de Huesca.

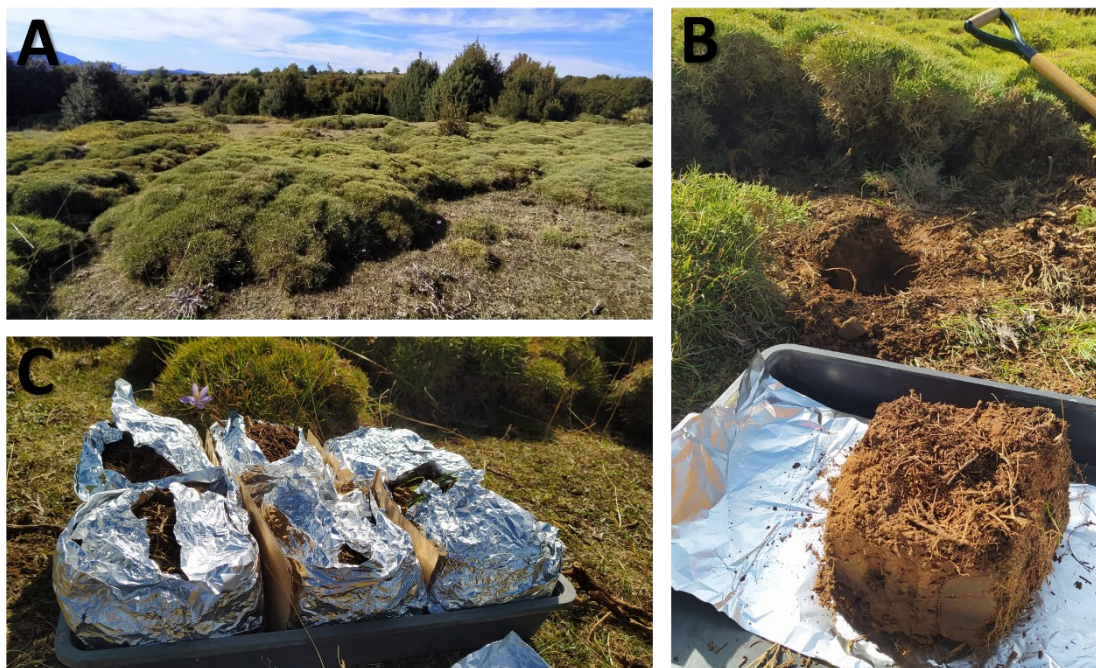


Figura 2. Procedimiento del muestreo de los bloques. A: zona de muestreo; B bloque de suelo extraído y zona de extracción con la superficie libre de erizón; C: bloques preparados para el transporte.

### 2.1.3 Realización de las quemas

Previamente a la realización de las quemas, los monolitos se agruparon al azar en lotes de cinco, cada uno de los cuales sería sometido a un tratamiento de quema de distinta severidad, incluyendo un control. Posteriormente se calculó la biomasa de erizón a depositar en su superficie para reproducir las condiciones de campo. Para ello, la biomasa de erizón recogida se separó en tres fracciones en función del diámetro de sus tallos y ramas: fina ( $\varnothing < 0,5$  cm), media ( $0,5 < \varnothing < 1,0$  cm) y gruesa ( $\varnothing > 1,0$  cm). Se pesó la totalidad de cada fracción y el total de la biomasa para obtener posteriormente el porcentaje que constituía cada fracción. Posteriormente, para obtener la biomasa de erizón total correspondiente a cada bloque, se midió la superficie de cada bloque, para después calcular la biomasa aérea equivalente a la de la zona muestreada ( $9,24 \text{ kg/m}^2$ ), y la cantidad de biomasa correspondiente a cada bloque de suelo se distribuyó manteniendo la proporcionalidad de las tres fracciones diamétricas.

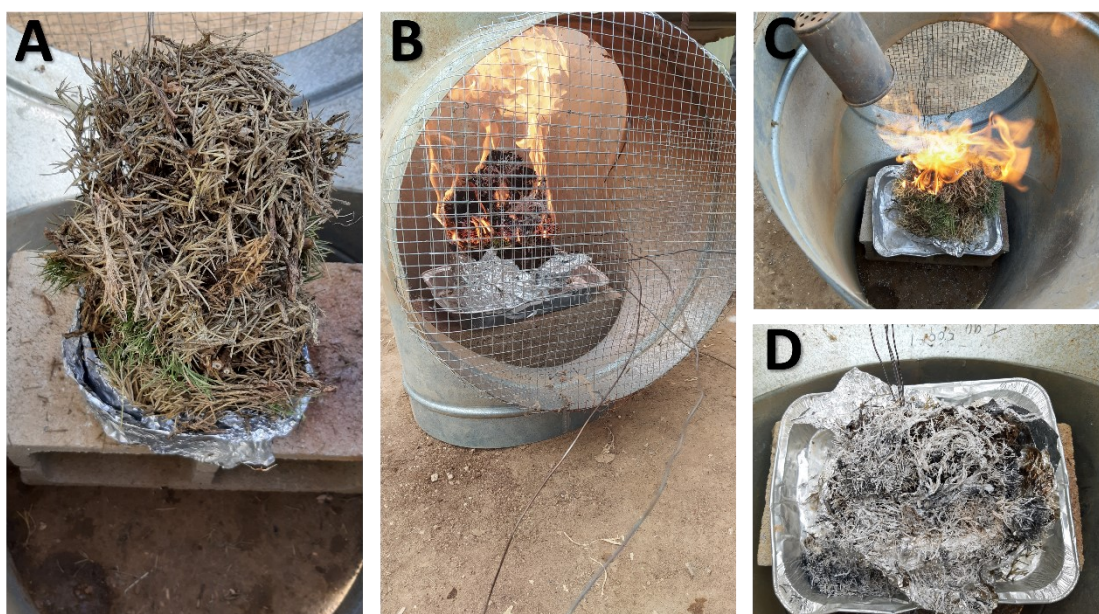


*Figura 3. Procedimiento del fraccionamiento de la biomasa de erizón. A: mata de erizón antes del fraccionamiento; B y C: resultado del fraccionamiento.*

Los bloques se quemaron en el invernadero de la Escuela Politécnica Superior de Huesca (EPSH, Universidad de Zaragoza), introduciendo en un tubo de combustión los bloques con la biomasa de erizón correspondiente en su superficie y usando un soplete

industrial para regular la intensidad de la quema de acuerdo a los criterios de temperatura y duración.

Las temperaturas alcanzadas durante la quema se registraron mediante termopares de tipo K y un data-logger TC-08 de Pico Technology (Pico Technology, James House, Colmworth Business Park, Cambridgeshire, UK). Se midieron las temperaturas alcanzadas cada segundo en la superficie del suelo, a 1 cm, a 2 cm y a 3 cm. Posteriormente, con el registro de temperaturas de cada quema, se escogieron como indicadores de la quema la temperatura máxima alcanzada en la quema de cada bloque, los tiempos por encima de 50 °C, 100 °C, 300 °C y 500 °C y el índice de quema, calculado como la integral de la curva de temperaturas a lo largo del tiempo, y en este caso se ha calculado solamente cuando la temperatura ha sido superior a 50 °C, por sus efectos sobre las propiedades biológicas o bioquímicas del suelo.



**Figura 4.** Procedimiento de la quema de los bloques. A: bloque antes de la quema con la biomasa de erizón correspondiente colocada en su superficie; B y C: quema del bloque dentro del tubo de combustión y detalle de los termopares; D: resultado del bloque quemado.

Tras la quema, los lotes T0 se llevaron directamente al laboratorio para el análisis inmediato. Los bloques T5 se conservaron en el invernadero de la EPSH durante cinco meses, bajo riego diario hasta el momento de su análisis. En los bloques T5- se eliminó la capa de biomasa quemada y de cenizas que pudiera quedar en la superficie después de la quema.



**Figura 5.** Resultado de la quema de los bloques. A: lote T0 preparado para el análisis inmediato (de izquierda a derecha UU, LS, LL, HS y HL); B: lotes T5+ (izquierda) y T5- (derecha) en el invernadero.

## 2.1.4 Preparación de las muestras para el análisis en el laboratorio

De los monolitos correspondientes a T0 (5 monolitos) se obtuvieron un total de 20 muestras, resultado de dividir cada monolito por la mitad, y obtener de cada uno de ellos muestras de dos profundidades (0-1 y 1-3 cm). De los monolitos correspondientes a T5 (20 monolitos) se obtuvieron un total de 40 muestras, resultado de obtener de cada uno de ellos muestras en dos profundidades (0-1 y 1-3 cm).

Para las mediciones de parámetros biológicos como respirometría, biomasa microbiana y carbono orgánico disuelto, las muestras usadas fueron frescas, y las determinaciones se iniciaron en un plazo máximo de 24 horas tras la quema (T0). Para el resto de los parámetros, excepto para la medición de los atributos físicos, las muestras de suelo se dejaron secar al aire y posteriormente se tamizaron a 2 mm y trituraron.

## 2.2 Medición de los atributos edáficos

### 2.2.1 Medición de los atributos físicos

#### 2.2.1.1 Persistencia de la repelencia al agua del suelo (Test WDPT)

La persistencia a de la repelencia al agua del suelo (SWR) fue determinada mediante el test de tiempo de penetración de una gota de agua (WDPT). Este método consiste en aplicar gotas de agua destilada a la superficie de la muestra de suelo, midiendo el tiempo hasta que es infiltrada completamente (Wessel, 1988).

El test fue realizado en muestras de suelo previamente secadas a temperatura ambiente del laboratorio (20-25 °C) y humedad relativa de 50%, con las muestras sin tamizar dado que se encontró que la repelencia desaparecida al alterar físicamente las muestras.

Se aplicaron gotas de agua destilada (~0,05 ml/gota) cuyo tiempo de penetración en la muestra fue medido en segundos. Para cada muestra se aplicaron 8 gotas, siempre sobre superficie seca, obteniendo un tiempo medio de penetración para cada muestra, representativo de su WDTP.

Posteriormente, en función de los resultados del test, las muestras fueron clasificadas en 10 categorías de repelencia (SWR), relacionadas con la clases de repelencias según Doerr (1998) que se presentan en la *tabla 4*.

*Tabla 4. Categorización de las clases de persistencia de la repelencia al agua en el test del tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT) según Doerr (1998).*

<b>Segundos</b>	<b>Categoría</b>	<b>Clase Doerr (1998)</b>
<5	1	Hidrofílico
5-10	2	
10-30	3	Ligeramente repelente al agua
30-60	4	
60-180	5	
180-300	6	Fuertemente repelente al agua
300-600	7	
600-900	8	
900-3600	9	Severamente repelente al agua
>3600	10	Extremadamente repelente al agua

Se ha realizado en esta clasificación una ligera modificación, al no incluir las categorías correspondientes a 3600-18000 s y >18000 s propuesta inicialmente por Doerr (1998).

Dada la heterogeneidad de SWR observada en cada muestra de suelo, se calculó el porcentaje de gotas pertenecientes a cada categoría para cada muestra. De esta manera se obtuvo el porcentaje de ocurrencia de SWR.

### 2.2.1.2 Intensidad de la repelencia al agua del suelo (Test de porcentaje de etanol)

Se realizó en las muestras sin tamizar mediante el test de porcentaje de etanol. Este test es una medida indirecta de la tensión superficial del suelo, indicando la intensidad de repelencia a la agua del suelo (SWR) (Badía et al., 2013).

Consiste en aplicar gotas (~0,05 ml/gota) de disoluciones de distintas concentraciones de etanol sobre la superficie del suelo, observando si se produce infiltración en menos de 3 segundos (Doerr, 1998; Watson y Letey, 1970). Estas concentraciones de etanol son decrecientes, suponiendo un incremento de su tensión superficial, de manera que permite clasificar el suelo en una categorías de tensión superficial entre dos concentraciones de etanol (Jordán, Zavala, et al., 2010).

En este estudio se han usado las concentraciones crecientes de etanol recomendadas por Doerr (1998), mostradas en la tabla 5, en función de la categoría de intensidad a la que pertenecen.

**Tabla 5.** Categorización de las clases de intensidad de la repelencia al agua en el test de la concentración de etanol según Doerr (1998).

<b>% de etanol</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>8,5</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>24</b>	<b>36</b>
<b>Intensidad de la repelencia al agua Doerr (1998)</b>	Muy hidrofílico	Ligera	Moderada	Fuerte	Fuerte	Muy fuerte	Extrema

### 2.2.1.3 Contenido de humedad

El contenido en humedad del suelo se obtuvo pesando las muestras frescas y las muestras secadas al aire hasta peso constante. Posteriormente, el contenido en humedad fue obtenido con la siguiente formula:

$$\text{Contenido en humedad (\%)} = \frac{(\text{peso de la muestra fresca}) - (\text{peso de la muestra seca})}{(\text{peso de la muestra seca})} \times 100$$

El contenido de humedad se utilizó posteriormente para expresar por unidad de muestra seca los resultados de las determinaciones efectuadas con muestras frescas (contenido de carbono lábil, biomasa microbiana y respiración del suelo).

## 2.2.2 Medición de los atributos químicos

### 2.2.2.1 pH y conductividad eléctrica

Para medir estos parámetros se usaron los métodos propuestos por McLean (1982). Para medir el pH se preparan 10 g de suelo en una suspensión 1:2,5 con agua destilada, se agita durante 30 minutos y posteriormente se determina el pH mediante medidas potenciométricas. Para determinar la conductividad eléctrica se prepararon 10 g de suelo en una suspensión 1:5 con agua destilada, se agitó la suspensión durante 2 h y posteriormente se midió la conductividad eléctrica del extracto centrifugado (4000 r.p.m., 5 min) y filtrado con un conductímetro.

## 2.2.3 Medición de los atributos biológicos

### 2.2.3.1 Carbono orgánico oxidable/carbono orgánico total (COT)

El carbono orgánico oxidable fue considerado en este trabajo como el contenido total de carbono orgánico. Se determinó mediante el método de oxidación en vía húmeda con ácido crómico (Nelson y Sommers, 1996; Walkley y Armstrong Black, 1934). Este método consiste en la oxidación de la materia orgánica del suelo mediante el ion  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$  en una disolución de ácido crómico 0,4 N y la posterior valoración por retroceso del exceso de ácido crómico con sal de Mohr,  $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2$ , 0,2 N.

### 2.2.3.2 Carbono lábil/ carbono orgánico disuelto (COD)

La estimación del carbono orgánico disuelto se efectuó en los extractos de las muestras no fumigadas efectuados en el procedimiento de determinación de la biomasa microbiana (Vance et al., 1987). Brevemente, los extractos se realizaron mediante la centrifugación (4000 r.p.m., 5 min) y filtración de extractos 1:4 con  $\text{K}_2\text{SO}_4$  0,5M agitados durante 0,5h. La determinación del carbono en los extractos se efectuó posteriormente mediante oxidación con  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  40 mM y posterior valoración por retroceso del exceso de  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$  con Sal de Mohr 66.7 mM, usando un indicador de ferroína.

### 2.2.3.1 Carbono recalcitrante

Se determinó mediante el método de estimación del carbono orgánico no hidrolizable descrito por Campbell et al., (1967) y Rovira y Vallejo (2007). Este método consiste en la hidrólisis de la muestra de suelo con HCl 6M durante 18 horas a 105 °C. Posteriormente se lava con agua destilada el exceso de Cl<sup>-</sup> en la muestra y el residuo resultante se seca a 60 °C. Posteriormente se determina el contenido de carbono orgánico del extracto mediante el mismo procedimiento de oxidación en vía húmeda con ácido crómico descrito para el carbono oxidable (Nelson y Sommers, 1996; Walkley y Armstrong Black, 1934).

### 2.2.3.2 Carbono intermedio

El cálculo de este parámetro se ha realizado como la diferencia entre el carbono orgánico oxidable menos la suma del carbono orgánico recalcitrante y el carbono orgánico lábil. En otras palabras, en este trabajo se ha considerado carbono intermedio a todo el carbono orgánico que no forma parte de las fracciones lábil o recalcitrante.

### 2.2.3.3 Carbono de la biomasa microbiana (MBC)

Para determinar el carbono de biomasa microbiana se siguió el método de fumigación-extracción con cloroformo establecido por Vance et al. (1987), estimando la biomasa microbiana de carbono a partir de la diferencia en el contenido de carbono extractable de las muestras fumigadas y no fumigadas, y considerando un factor de corrección de 2,64. Para ello, se fumigaron las muestras con CHCl<sub>3</sub>, durante 24 horas. Después, se realizó una extracción 1/5 con K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Posteriormente se determina el contenido de carbono orgánico del extracto mediante el mismo procedimiento de oxidación en vía húmeda con ácido crómico descrito para el carbono oxidable (Nelson y Sommers, 1996; Walkley y Armstrong Black, 1934).

### 2.2.3.4 Respiración basal del suelo

La medición de la mineralización del carbono orgánico se realizó mediante el método de incubación y captura del CO<sub>2</sub> producido en disolución alcalina, que tuvo una duración de 28 días para todas las muestras. Fue realizada bajo condiciones controladas de temperatura (25 ± 1 °C) y en oscuridad, en botes herméticos de 1000 ml de capacidad, manteniendo el contenido de agua del suelo al 50% de su capacidad de campo (w/w).

Posteriormente el  $\text{CO}_2$  emitido por la biomasa microbiana fue cuantificado mediante el método de Anderson (1982), en el que el  $\text{CO}_2$  es capturado mediante trampas de NaOH (10 ml, 1M) y el NaOH no consumido es valorado posteriormente con HCl (0,5M).

A lo largo del periodo de incubación, los días 7, 14, 21 y 28 se procedió a ventilar los recipientes cerrados herméticamente, momento que se aprovechó para sustituir y valorar la disolución captadora de  $\text{CO}_2$ .

La respiración del suelo se ha expresado en términos de carbono respirado (C- $\text{CO}_2$ , respiración basal del suelo, SR), y este valor se ha usado para el cálculo del coeficiente de mineralización del carbono (CMC) y el cociente metabólico microbiano ( $q\text{CO}_2$ ). El CMC es expresado como C- $\text{CO}_2$  por unidad de carbono oxidable y tiempo. El  $q\text{CO}_2$  es expresado como SR por unidad de MBC y tiempo.

## 2.3 Análisis de datos

Atendiendo a los objetivos de este trabajo, para evaluar los efectos de los distintos tipos de quema sobre los atributos edáficos descritos más arriba, se han realizado análisis de varianza (ANOVA) de un factor (tipo de quema, 5 niveles: LS, LL, HS, HL y UU), separando los datos por profundidad y tiempo de muestreo, y habiendo comprobado previamente la normalidad y homoscedasticidad de los resultados. Este análisis se realizó con el programa StatView para Windows versión 5.0.1 (SAS Institute Inc., 1992-1998, Cary, North Carolina, USA).

Se ha empleado también el Análisis de Componentes Principales (ACP) con el objetivo de explorar qué variables presentan patrones de variación paralelos, ya sea en el mismo sentido o sentidos opuestos (correlación positiva o negativa, respectivamente), cuáles son las variables más directamente afectadas por el fuego, y cuáles son las muestras más severamente afectadas, en base a las propiedades estudiadas, por los distintos tipos de quemaduras. Los ACP se han efectuado con el programa Statistica 8.0 (StatSoft Inc., 1984-2007, Tulsa, Oklahoma, USA).

## 3. Resultados

### 3.1 Parámetros de quema

#### 3.1.1 Datos generales

En conjunto, los registros de temperaturas y tiempos y de índices de quema, mostrados en la *tabla 6* permiten ordenar los bloques en función de su severidad en el orden de HL, HS ,LL, LS y UU.

*Tabla 6. Datos generales de los parámetros de quema según profundidad y tipo de quema. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad y tiempo.*

		Temperatura máxima (°C)	Tiempo > 50 °C (s)	Tiempo > 100 °C (s)	Tiempo > 300 °C (s)	Tiempo > 500 °C (s)	Índice de quema (°C/s)
0-1 cm	HL	431±100 c	3418±1084 d	2012±553 c	1186±767 c	137±290 a	808731±358446 c
	HS	503±51 d	2387±1135 c	1674±824 c	1238±652 c	50±106 a	687383±353615 c
	LL	254±168 b	1481±530 b	710±823 b	291±614 b	208±439 a	246220±194079 b
	LS	305±131 b	1323±284 b	741±475 b	206±330 b	0±0 a	215914±143554 ab
	UU	16±0 a	0±0 a	0±0 a	0±0 a	0±0 a	0±0 a
1-3 cm	HL	76±7 d	3450±1279 c	0±0 a	0±0 a	0±0 a	239947±92233 d
	HS	62±14 c	1613±1487 b	0±0 a	0±0 a	0±0 a	135735±75440 c
	LL	47±6 b	0,4±1 a	0±0 a	0±0 a	0±0 a	62507±13108 b
	LS	43±6 b	0±0 a	0±0 a	0±0 a	0±0 a	23462±7227 ab
	UU	15±0 a	0±0 a	0±0 a	0±0 a	0±0 a	0±0 a

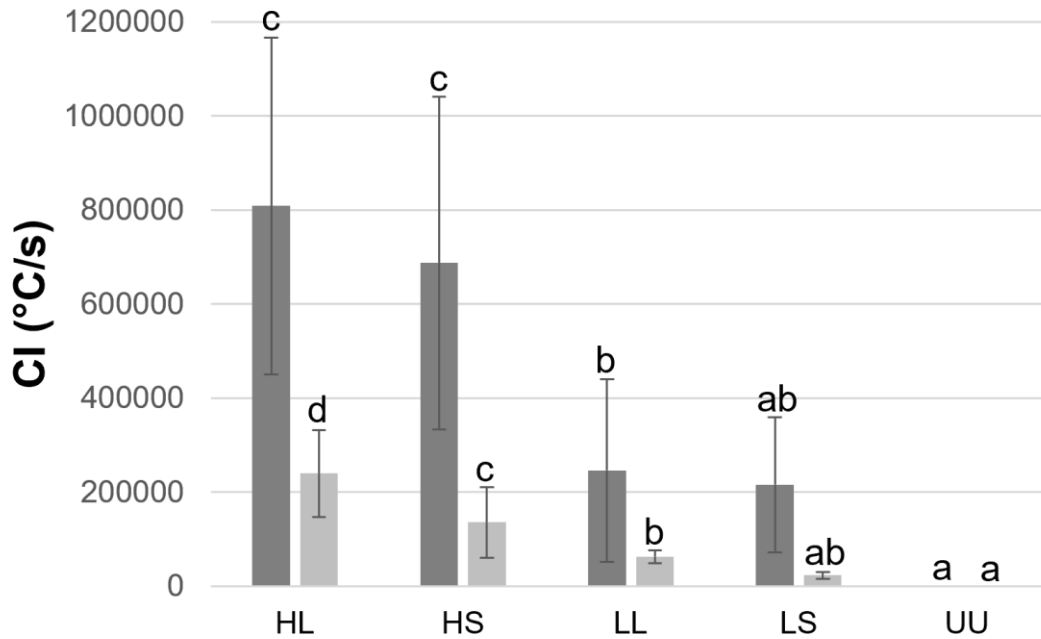
#### 3.1.2 Índice de quema

En general, para todos los tiempos se observa un descenso en el índice de quema (CI) desde los tipos de quemas más severas a los tipo de quemas menos severas.

De 0 a 1 cm existen diferencias significativas ( $p < 0,0001$ ) entre los distintos tipos de quema y la muestra control, observándose que los distintos tipos de quema tienen CI que permite diferenciarlos (*figura 6*). Las quemas de mayor severidad no presentan diferencias entre sí, ocurriendo lo mismo para las quemas de menor severidad. Sin embargo entre los dos grupos de severidad alta y baja existen diferencias entre sí.

Ocurre lo mismo de 1 a 3 cm ( $p < 0,0001$ ), pero las quemas de mayor severidad presentan diferencias significativas entre sí.

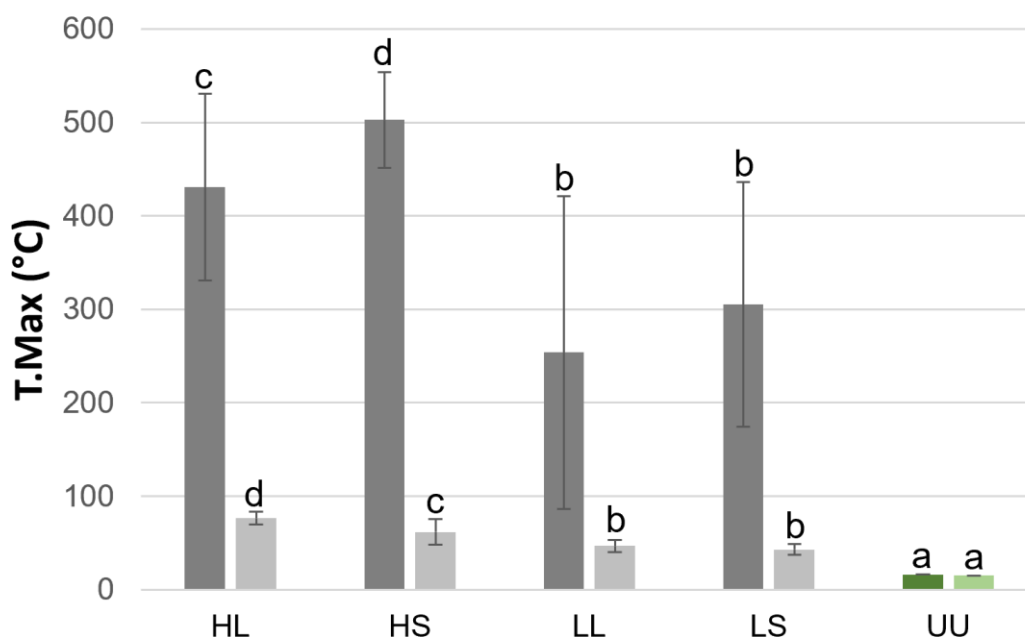
Por otro lado, LS no presenta diferencias significativas respecto al control para ambas profundidades.



**Figura 6.** Índice de quema (CI) para cada tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; LS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.1.3 Temperatura máxima alcanzada

De 0 a 1 cm, existen diferencias significativas respecto al control, con un p-value de  $<0,0001$  (figura 7). Se observa que las quemaduras de mayor severidad son diferentes entre sí y que las quemaduras de menor severidad son diferentes a las más severas pero similares entre sí. En este caso el gradiente de temperatura en función de la severidad no es tan aparente, dado que HS presenta valores superiores a HL y son distintos entre sí. De 1 a 3 cm, todos los tipos de quemaduras son distintos entre sí, presentando un p-value de  $<0,0001$ , y mostrando un gradiente descendente de temperatura.



**Figura 7.** Temperatura máxima alcanzada (*T.Max*) para cada tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.1.4 Tiempo por encima de 50 °C, 100 °C, 300 °C y 500 °C

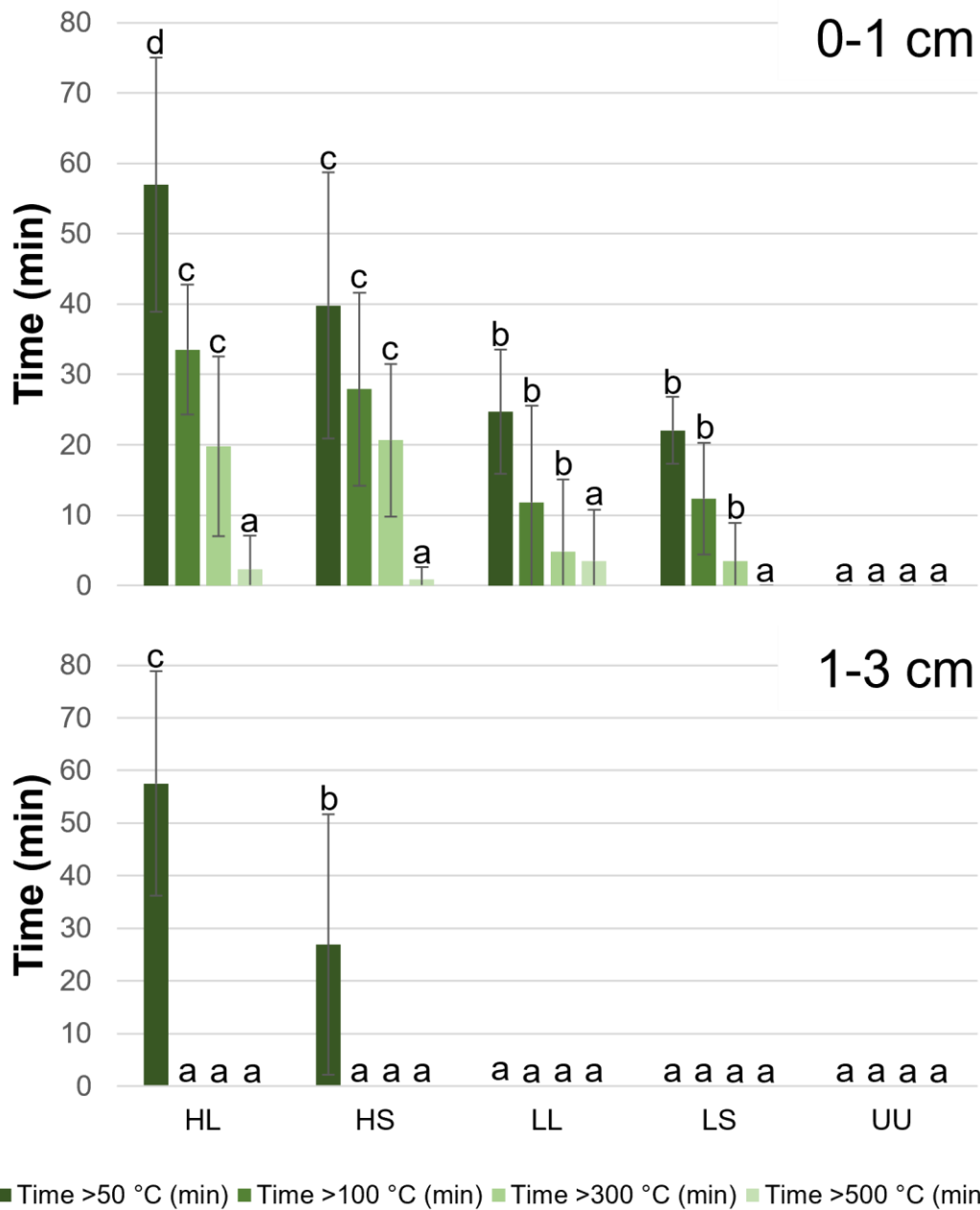
Para el tiempo por encima de 50° C de 0 a 1 cm, se observa que para todos los tipos de quema se ha alcanzado esta temperatura, siendo HL el tipo de quema que ha estado más tiempo por encima de esta temperatura, seguido de LL, HS y finalmente LS. Existen diferencias significativas entre todos los tipos de quema ( $p = <0,0001$ ), excepto para LL y LS que pertenecen al mismo grupo (*figura 8*).

En el caso del tiempo por encima de 100 y 300 °C, existen diferencias significativas ( $p = <0,0001$ ) entre los dos grupos de tipos de quema, más severas y menos severas, pero dentro de los grupos, entre tipos de quemaduras, parece no existir diferencias.

Se observa que el tipo de quema que mayor tiempo ha estado por encima de 100 °C en T0 también es HL, seguido por HS. Tan solo las quemaduras más severas presentan un tiempo significativo por encima de los 300 °C, siendo HL la mayor.

Finalmente, todas las quemaduras en superficie excepto LS presentan un tiempo por encima de los 500 °C, pero no presentan diferencias significativas ( $p = 0,233$ ).

En el caso de las muestras a profundidad, tan solo HL y HS presentan un tiempo por encima de los 50 °C, con diferencias significativas entre ellas ( $p = <0,0001$ ).



**Figura 8.** Tiempo por encima de 50 °C, 100 °C, 300 °C y 500 °C para cada tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

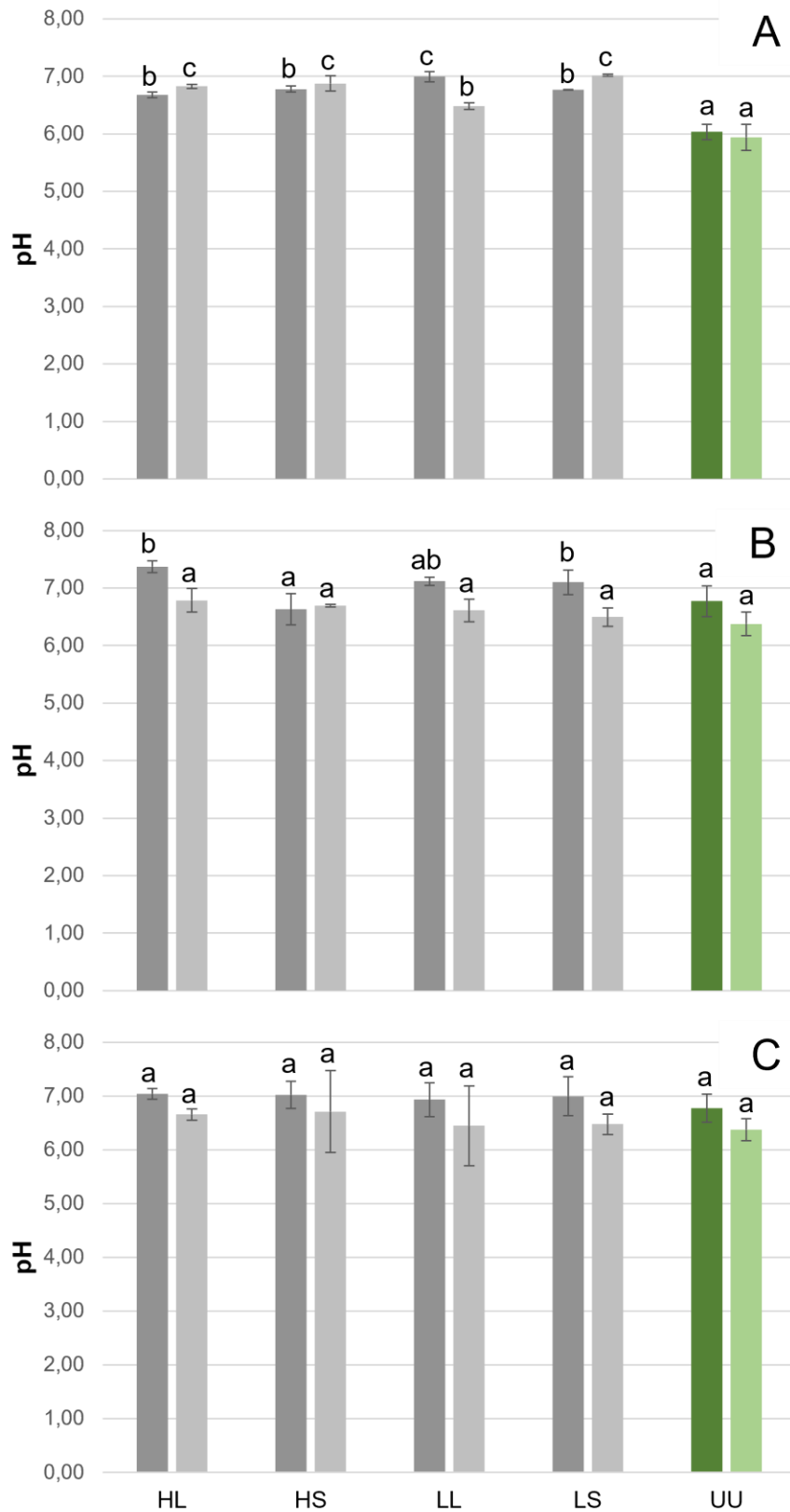
## 3.2 Atributos químicos

### 3.2.1 pH

En el caso de T0, el valor del suelo control de 0 a 1 cm es de  $6,04 \pm 0,13$  y de 1 a 3 cm es de  $5,94 \pm 0,23$  (*figura 9*). Para ambas profundidades se produce un incremento general de este parámetro tras la quema, siendo sus p-value de  $p = 0,0005$  de 0 a 1 cm y  $0,0016$  de 1 a 3 cm, aunque en ningún caso se alcanza un pH de 7.

Para T5+ y T5-, el valor del suelo control de 0 a 1 cm es de  $6,77 \pm 0,27$ . Para T5+, en general, parece que se mantiene el ligero incremento observado en T0, y existen diferencias significativas respecto al control ( $p = 0,0532$ ) para los tipos de quema HL y LS. De 1 a 3 cm no se producen cambios significativos respecto al control ( $p = 0,1786$ ), que presenta un valor de 6,38. Los valores del control en T5, han experimentado un aumento respecto a los valores control de T0 en ambas profundidades.

En T5- a diferencia de T5+, no se han encontrado diferencias significativas para ambas profundidades, siendo sus p-values  $0,7357$  y  $0,8871$ , respectivamente.

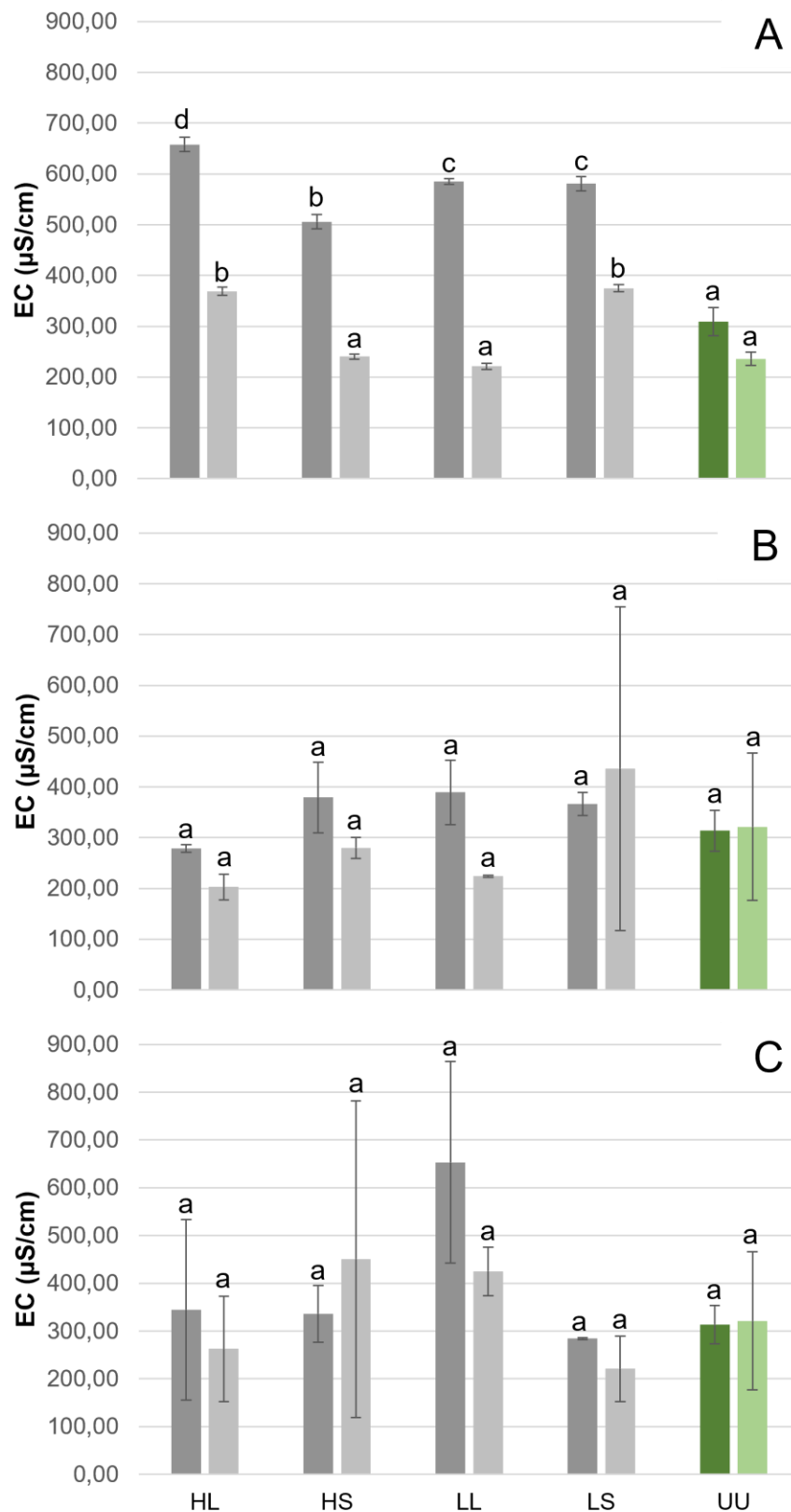


**Figura 9.** pH para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; LS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.2.2 Conductividad eléctrica

Para T0, el suelo control de 0 a 1 cm presenta un valor de  $309 \pm 27,577 \mu\text{S}/\text{cm}$  (*figura 10*). El efecto de la quema ha producido un ascenso significativo ( $p = < 0,0001$ ) de la EC de forma general, siendo mayor en HL ( $658 \pm 14,142 \mu\text{S}/\text{cm}$ ). De 1 a 3 cm tan solo se ha producido un ascenso significativo respecto al control ( $236 \pm 12,73 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) para los tipos de quema HL ( $369 \pm 8,49 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) y LS ( $375 \pm 7,07 \mu\text{S}/\text{cm}$ ).

En el caso de T5+ y T5-, con valores de CE inferiores a los encontrados en T0, el valor del suelo control de 0 a 1 cm es  $313,7 \pm 40,27 \mu\text{S}/\text{cm}$  y de 1 a 3 cm es  $321,3 \pm 144,83 \mu\text{S}/\text{cm}$ . No se han encontrado diferencias significativas entre quemas para ambas profundidades y tiempos, siendo el p-value para T5+ 0,1498 de 0 a 1 cm, y 0,5935 de 1 a 3 cm y para T5- 0,0605 y 0,5994, respectivamente, dado que existe una gran variabilidad en los resultados.



**Figura 10.** Conductividad eléctrica (EC) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

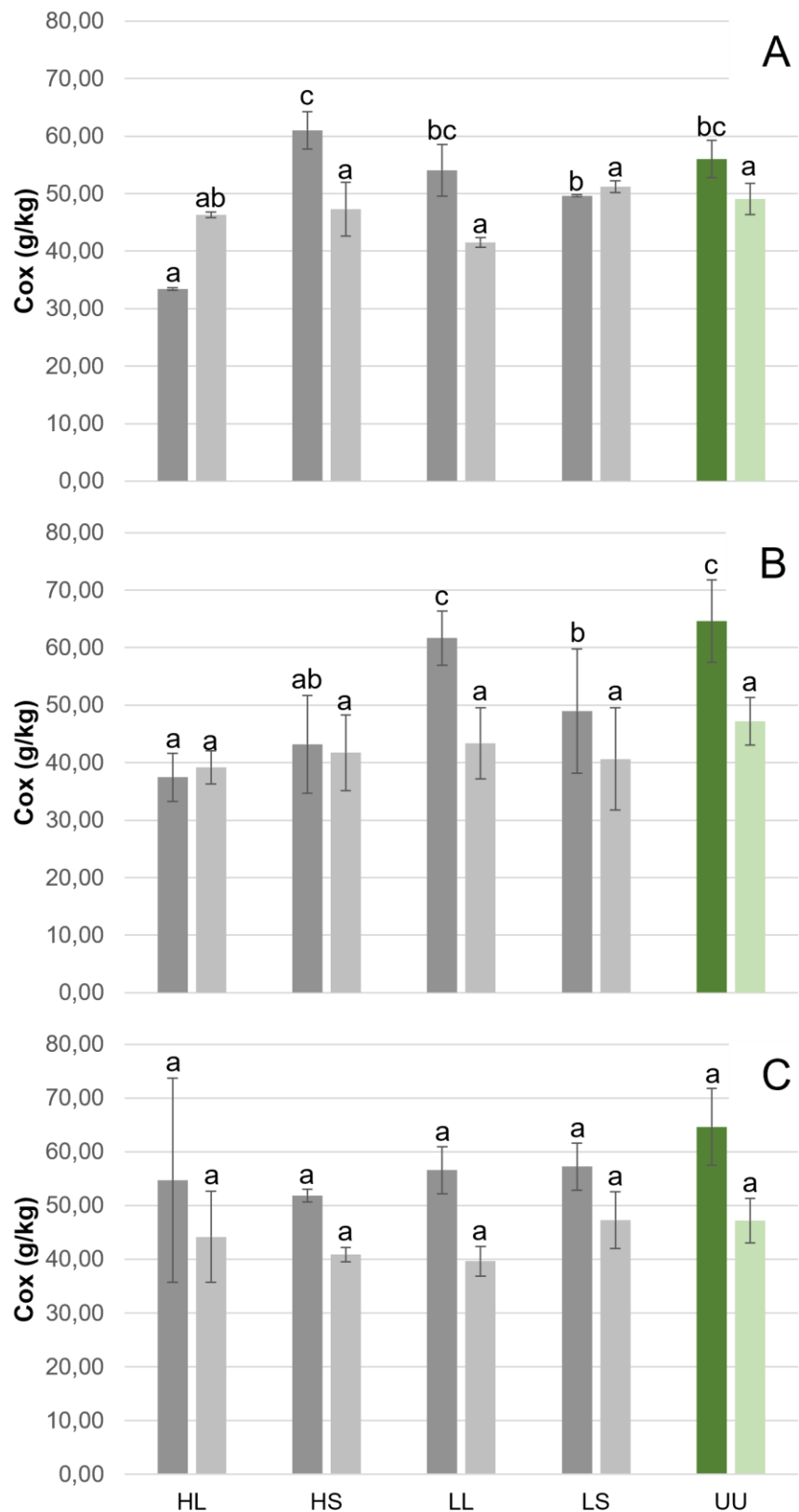
## 3.3 Atributos biológicos

### 3.3.1 Carbono oxidable

Para T0, se observa que el suelo control tiene un contenido de Cox de 0 a 1 cm de  $56,00 \pm 3,28$  g/kg (*figura 11*). La quema ha causado una pérdida significativa de Cox ( $p=0,014$ ) solamente en la quema de mayor severidad, HL, donde el contenido de Cox se ha reducido a  $33,43 \pm 0,21$  g/kg. Por el contrario, el contenido de Cox de 1 a 3 cm, que era de  $49,05 \pm 2,73$  g kg<sup>-1</sup> en el control, no se ha visto afectado por ningún tipo de quema ( $p=0,07$ ).

En el caso de T5, el suelo control tiene un contenido de Cox de 0 a 1 cm de  $64,62 \pm 7,15$  g/kg y de  $49,05 \pm 2,73$  g/kg de 1 a 3 cm y parecen haber experimentado un incremento para ambas profundidades respecto a los valores de las muestras control de T0. En T5+, se observa un descenso del contenido de Cox respecto al control ( $p= <0,0001$ ) para todas las quemas excepto en LL, y sigue siendo la quema HL la que presenta los valores más bajos ( $37,439 \pm 4,16$  g/kg), seguida de HS ( $43,201 \pm 8,517$  g/kg). Para T5+ en 1-3 cm, no existen diferencias significativas entre los cuatro tipos de quema y el suelo control ( $p= 0,1901$ ).

En T5- no existen diferencias significativas entre los cuatro tipos de quema y el suelo control, para ambas profundidades, siendo sus p-value respectivamente  $p= 0,1938$  y  $p= 0,0785$ . Salvo en el caso de HL, que parece haber experimentado un incremento respecto a T0, aparentemente parece que los valores para el resto de los tipos de quema no han sufrido ninguna variación respecto a T0.



**Figura 11.** Carbono oxidable (Cox) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.3.2 Carbono lábil

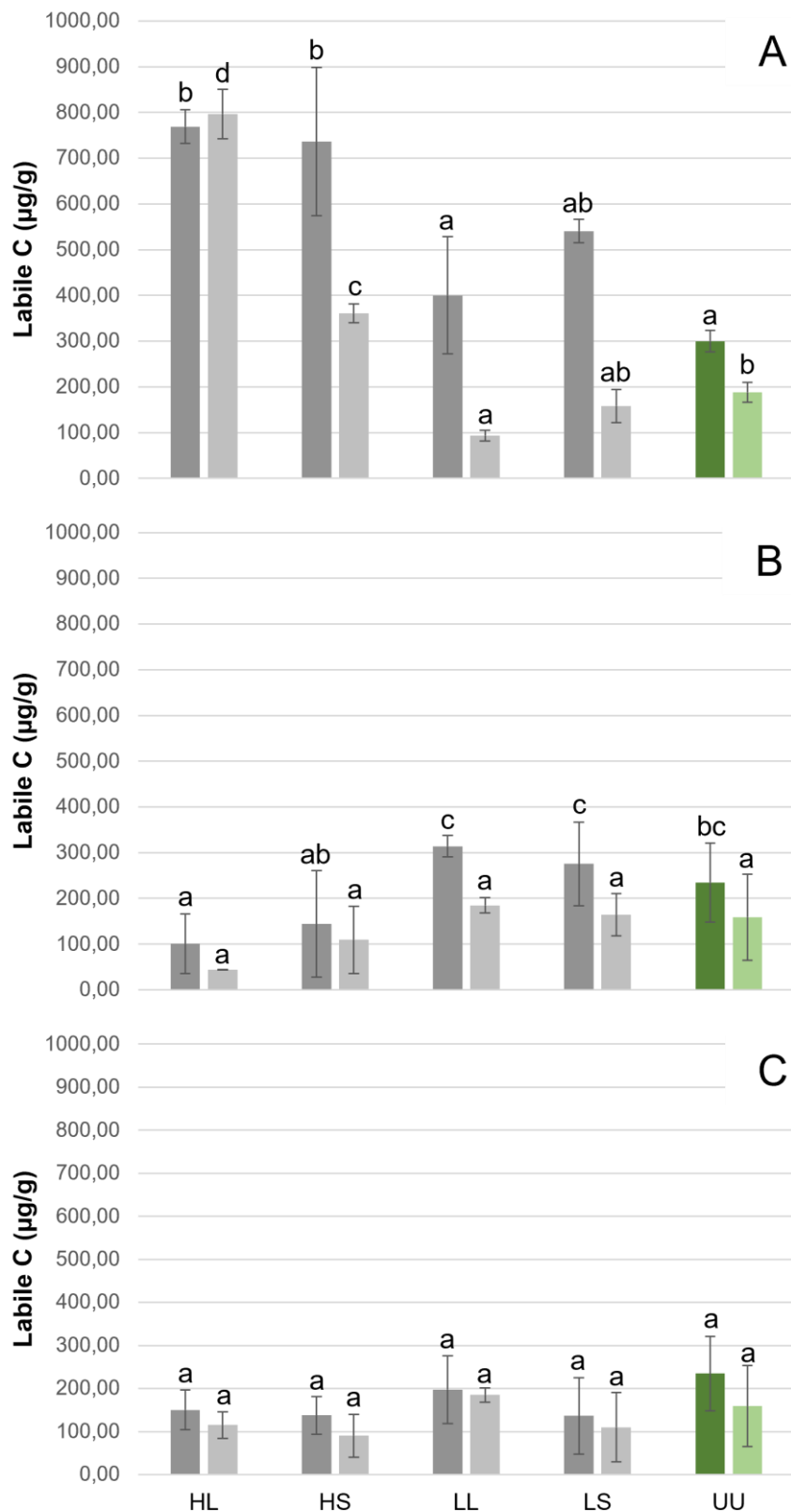
Para T0, el suelo control presenta un valor de 0 a 1 cm de  $300,05 \pm 23,03 \mu\text{g/g}$  (figura 12). La quema ha causado un incremento general de este parámetro, aunque solo se presentan diferencias significativas respecto al suelo control ( $p= 0,0156$ ) para las quemas de mayor severidad, HL y HS, en los que los valores han ascendido hasta  $768,98 \pm 36,75 \mu\text{g/g}$  y  $736,25 \pm 162,02 \mu\text{g/g}$  respectivamente.

Este incremento también se observa de 1 a 3 cm, en donde el valor del suelo control es  $188,28 \pm 21,61 \mu\text{g/g}$ , presentándose diferencias significativas ( $p= <0,0001$ ) respecto al control en los mismos tipos de quema que de 0 a 1 cm, HL ( $796,6 \pm 54,04 \mu\text{g/g}$ ) y HS ( $360,63 \pm 20,97 \mu\text{g/g}$ ).

Transcurridos 5 meses, se produce una reducción generalizada hasta niveles preincendio, para ambas profundidades en T5+ y T5-.

En el caso de T5, el suelo control presenta un valor de 0 a 1 cm de  $234,63 \pm 86,85 \mu\text{g/g}$ . Para T5+, tan solo se muestran diferencias significativas ( $p= 0,0093$ ) respecto al suelo control para el tipo de quema HL, donde se ha producido el descenso más significativo en el contenido de carbono lábil ( $100,79 \pm 65,15 \mu\text{g/g}$ ). De 1 a 3 cm, no se presentan diferencias significativas ( $p= 0,1907$ ) respecto al suelo control ( $158,96 \pm 94,2 \mu\text{g/g}$ ).

En T5- no existen diferencias significativas entre los cuatro tipos de quema y el suelo control, para ambas profundidades, siendo sus p-value respectivamente  $p= 0,1793$  y  $p= 0,4663$ .

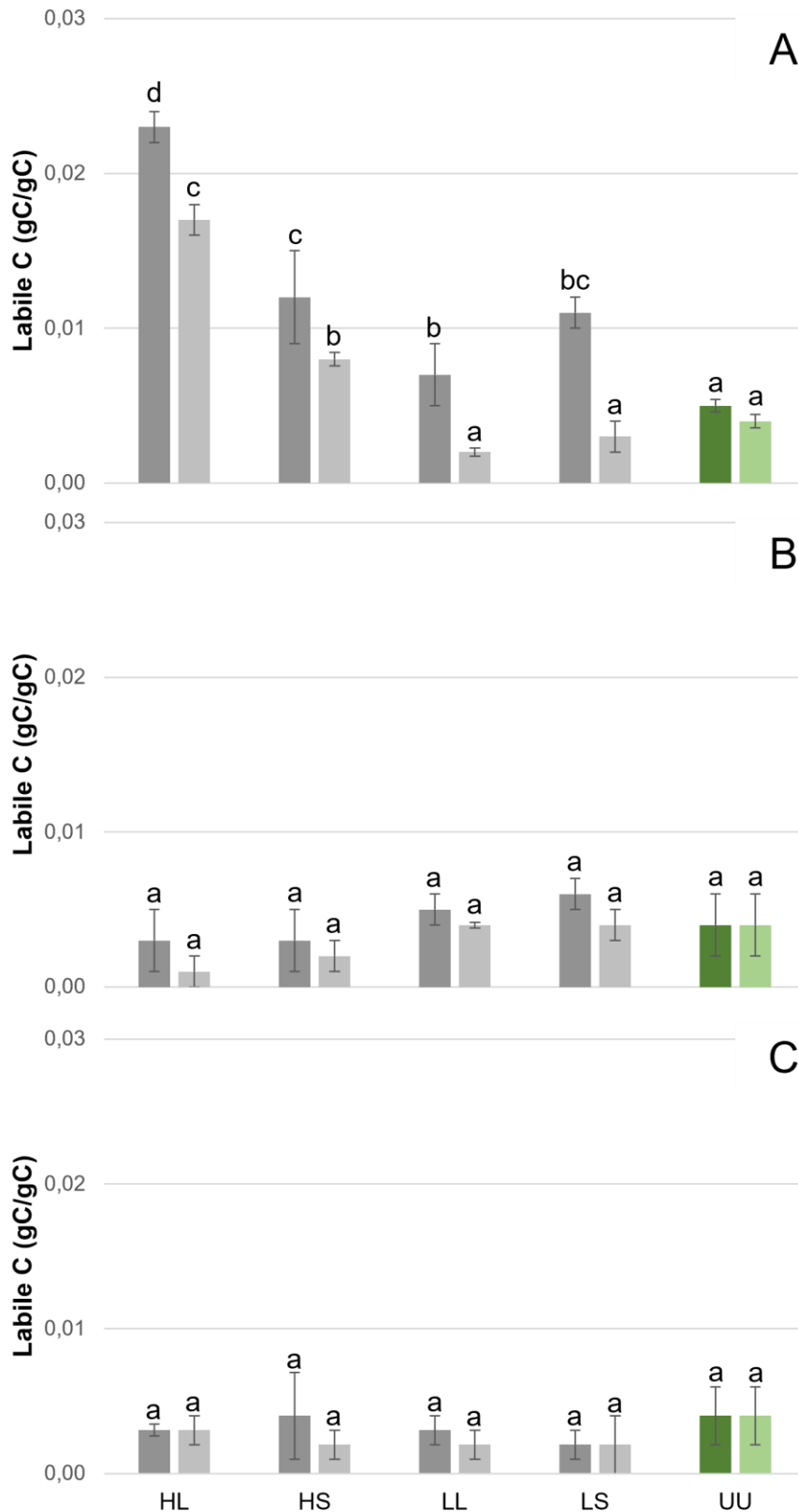


**Figura 12.** Carbono lábil (Labile C) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.2.3 Proporción de carbono lábil

Para T0, el valor de suelo control de 0 a 1 cm es  $0,005 \pm 0,0004$  gC/gC (*figura 13*). El efecto de la quema ha provocado un aumento general de proporción de carbono lábil para los cuatro tipos de quema ( $p= 0,0009$ ) siendo más significativa para la quema de mayor severidad, HL, que presenta un valor de  $0,023 \pm 0,001$  gC/gC. Un efecto muy similar ( $p= <0,0001$ ) se observa también para las muestras de 1 a 3 cm de profundidad, aunque en este caso el incremento en las proporciones de C lábil es menor y solamente se observa ( $p= <0,0001$ ) en las quemas de mayor severidad.

Para T5 el valor del suelo control de 0 a 1 cm es  $0,004 \pm 0,002$  gC/gC y de 1 a 3 cm es  $0,004 \pm 0,002$  gC/gC. Se observa una reducción general respecto a T0, sin embargo, no se han presentado diferencias significativas para ambos tiempos y profundidades. El p-value para T5+ de 0 a 1 cm es 0,0875 y de 1 a 3 cm es 0,1051. Para T5- de 0 a 1 cm es 0,5546 y de 1 a 3 cm es 0,7528.



**Figura 13.** Proporción de carbono lábil (Labile C) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; LS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

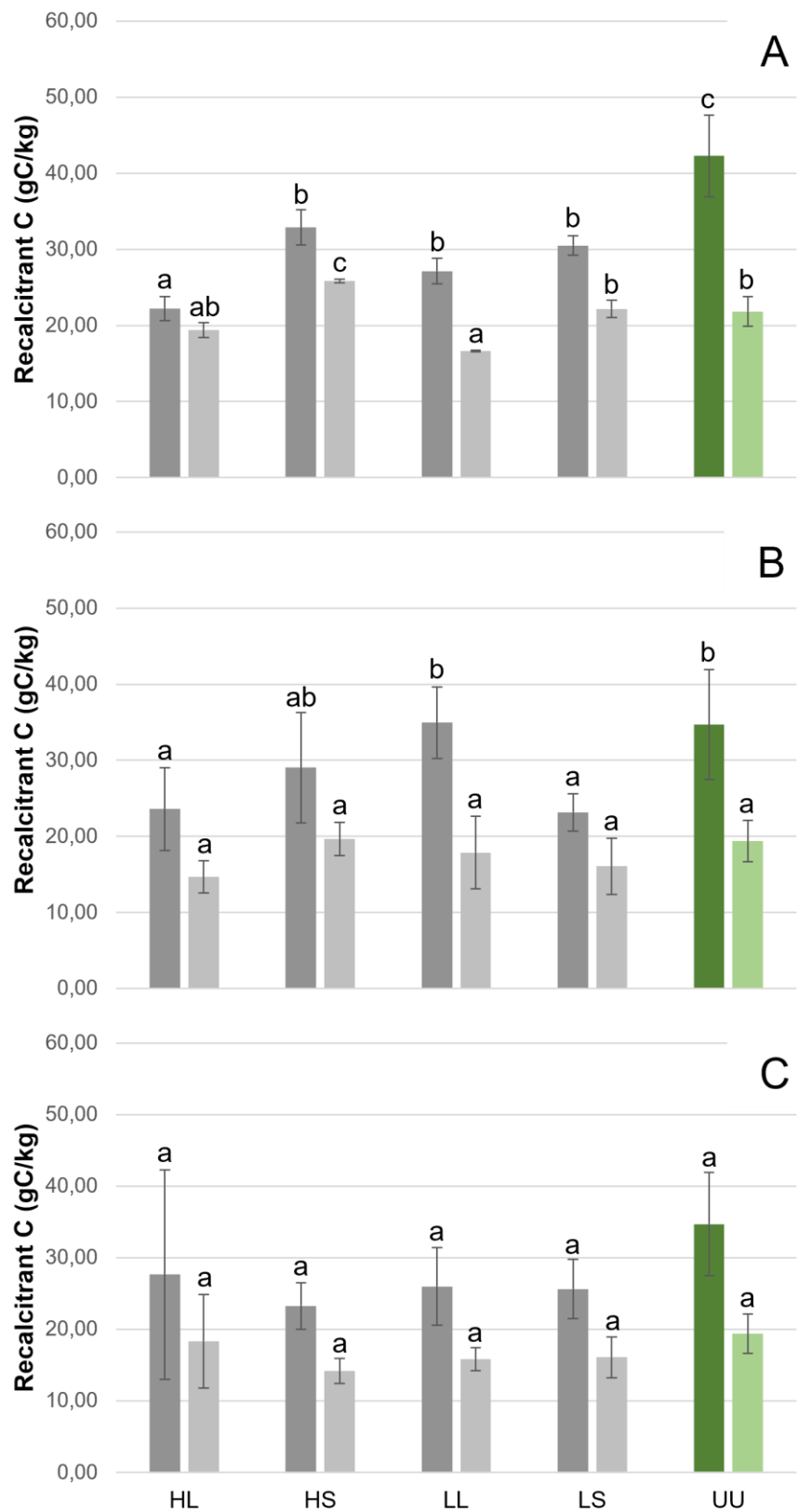
### 3.2.4 Carbono recalcitrante

El efecto del fuego en superficie produce un descenso generalizado de este parámetro para los cuatro tipos distintos de quema, presentándose diferencias significativas respecto al control ( $42,28 \pm 5,38$  gC/kg) con un valor de  $p = 0,0069$  (figura 14). Este efecto parece ser más significativo para la quema HL, que presenta un valor de  $22,23 \pm 1,60$  gC/kg. Sin embargo, y aunque significativas, las variaciones en los contenidos de C recalcitrante entre muestras subsuperficiales son escasas.

De 1 a 3 cm el suelo control presenta un valor de  $21,83 \pm 1,96$  gC/kg, y se observan dos efectos ( $p = 0,0032$ ): un incremento de este parámetro en HS ( $25,83 \pm 0,24$  gC/kg) y una reducción para LL ( $16,64 \pm 0,12$  gC/kg).

Para T5, de 0 a 1 cm el suelo control presenta un valor de  $34,69 \pm 7,21$  gC/kg. Para T5+, la única quema que presenta diferencias significativas respecto al control ( $p = 0,0211$ ) es HL con un valor de  $23,58 \pm 5,46$  gC/kg. De 1 a 3 m el suelo control presenta un valor de  $19,38 \pm 2,74$  gC/kg y no se presentan diferencias significativas ( $p = 0,1012$ ).

En T5- no existen diferencias significativas entre los cuatro tipos de quema y el suelo control, para ambas profundidades, siendo sus p-value respectivamente  $p = 0,1482$  y  $p = 0,1398$ .



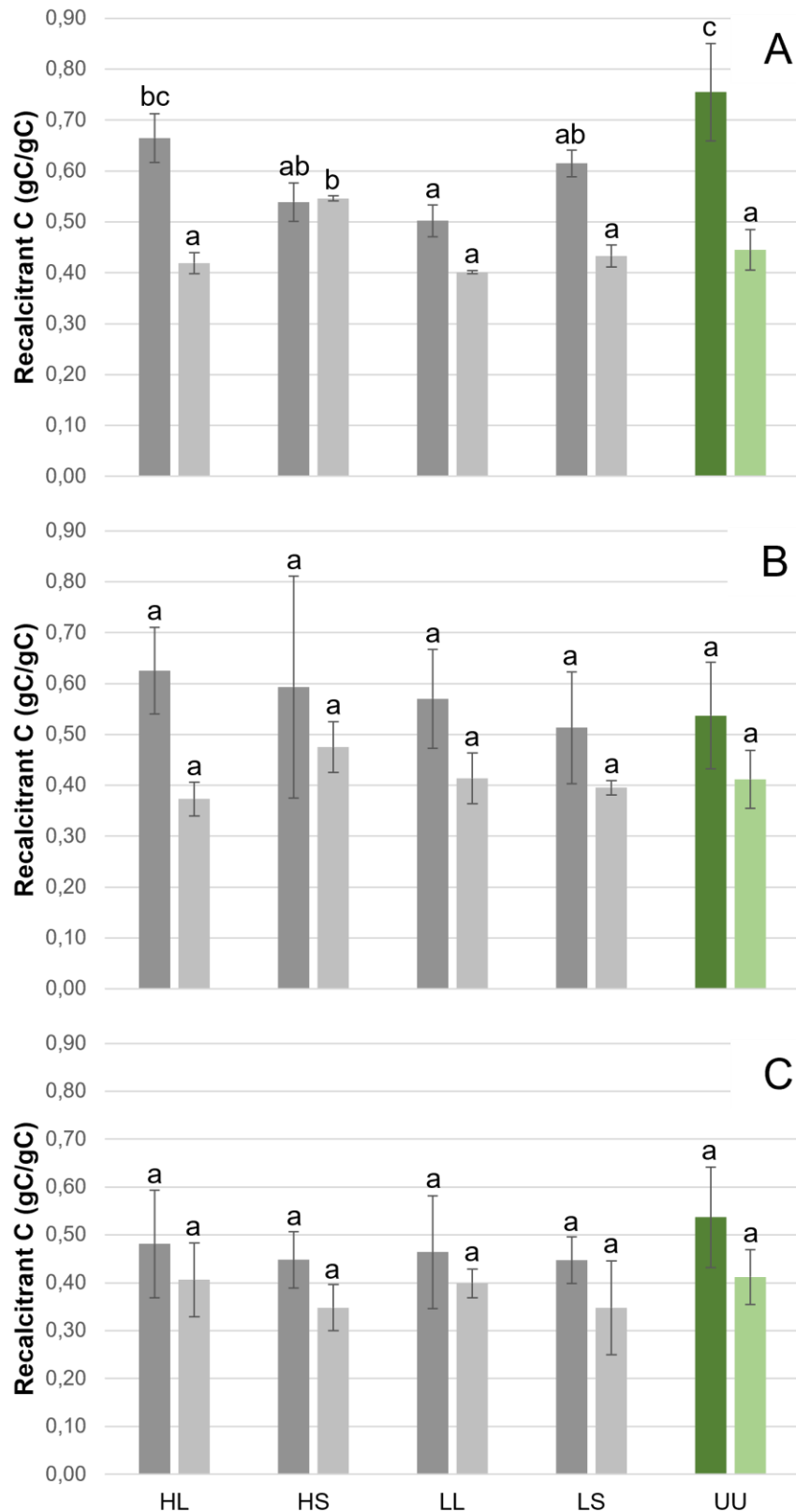
**Figura 14.** Carbono recalcitrante (Recalcitrant C) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; LL: quema de temperatura alta y tiempo largo; LS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.2.5 Proporción carbono recalcitrante

Para T0, el valor del suelo control en superficie es  $0,76 \pm 0,1$  gC/gC y se observan diferencias significativas tan solo en los tres tipos de quema HS ( $0,54 \pm 0,04$  gC/gC), LL ( $0,50 \pm 0,03$  gC/gC) y LS ( $0,62 \pm 0,03$  gC/gC) y el suelo control con un valor de  $p=0,0282$  produciéndose un descenso de este parámetro, mientras que para HL no se producen variaciones respecto al control (*figura 15*).

De 1 a 3 cm, el suelo control presenta un valor de  $0,45 \pm 0,04$  gC/gC y el efecto de la quema ( $p= 0,0082$ ) ha producido un aumento de este parámetro en LS alcanzando un valor de  $0,43 \pm 0,02$  gC/gC. Para el resto de las quemas no existen diferencias significativas respecto al control.

Para T5 el valor del suelo control de 0 a 1 cm es  $0,54 \pm 0,11$  gC/gC y de 1 a 3 cm es  $0,41 \pm 0,06$  gC/gC, observándose un incremento en superficie respecto a los valores control de T0, tan solo en superficie. No se han presentado diferencias significativas para ambos tiempos y profundidades, siendo el p-value para T5+ de 0 a 1 cm  $0,6793$  y de 1 a 3 cm  $0,0701$ , mientras que para T5- es de  $0,4631$  y  $0,3614$ , respectivamente.



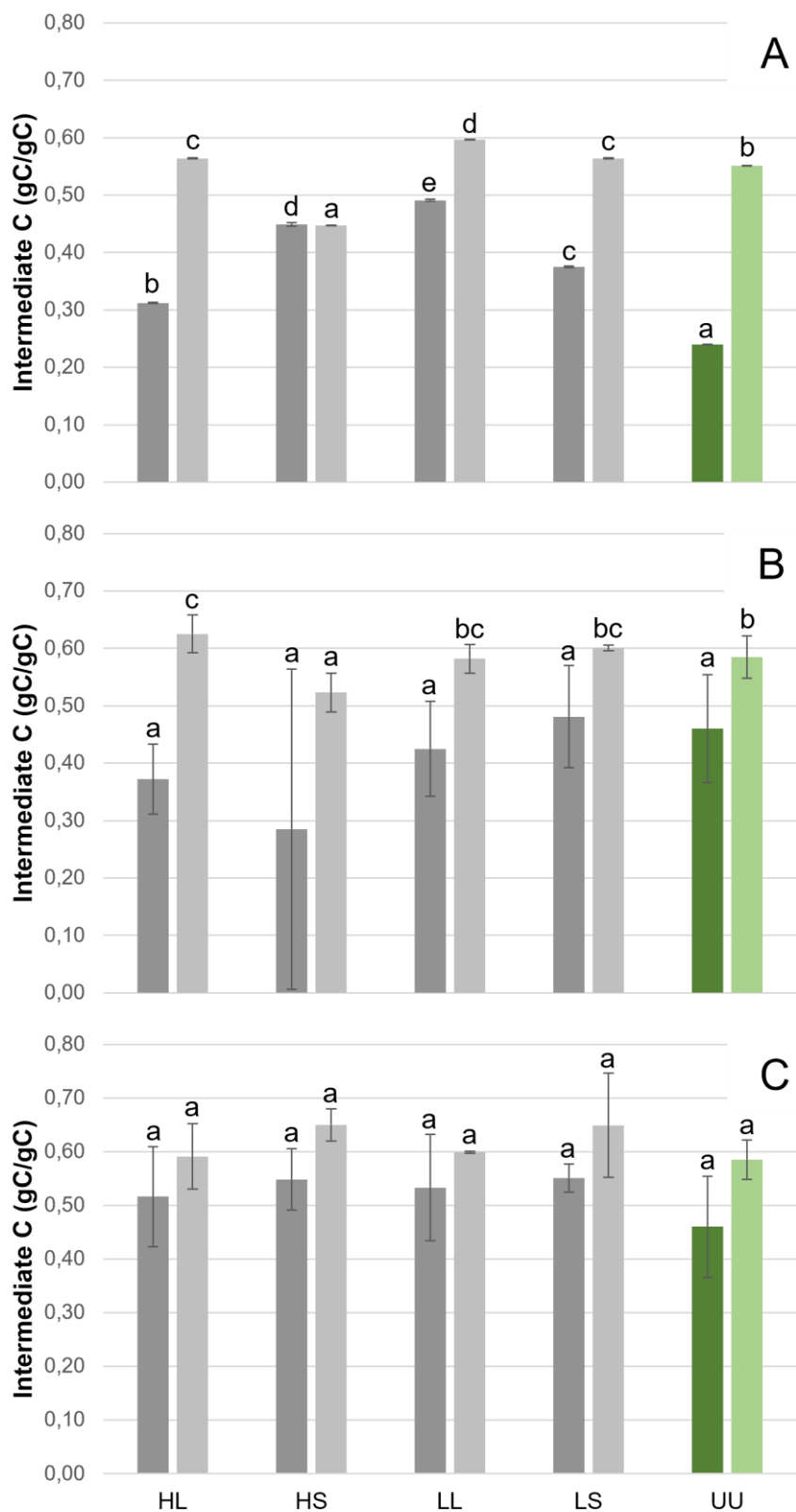
**Figura 15.** Proporción de carbono recalcitrante (Recalcitrant C) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.2.6 Proporción de carbono intermedio

Para T0, el valor del suelo control es  $0,24 \pm 0,0004$  gC/gC en superficie. En general se ha producido un efecto significativo de la quema sobre este parámetro ( $p = <0,0001$ ), reflejándose en un incremento general del carbono intermedio (*figura 16*). Por el contrario de 1 a 3 cm, aunque significativas ( $p = <0,0001$ ), las variaciones en los contenidos de proporción de C intermedio entre muestras subsuperficiales son escasas, tan solo parece existir una mayor reducción para HS respecto al valor control, que es de  $0,55 \pm 0,0004$  gC/gC.

En T5, de 0 a 1 cm el suelo control presenta un valor de  $0,46 \pm 0,09$  gC/gC. En el caso de T5+, no existen diferencias significativas ( $p = 0,2513$ ). Por el contrario, de 1 a 3 cm, existen diferencias significativas ( $p = 0,0024$ ) respecto al control ( $0,59 \pm 0,04$  gC/gC) aunque no son muy aparentes. Estas diferencias son más aparentes para los tipos de quema de mayor severidad. Para HS se ha producido una reducción hasta llegar al valor de  $0,52 \pm 0,03$  gC/gC y para HL se ha producido un incremento, alcanzando un valor de  $0,63 \pm 0,03$  gC/gC.

En T5-, no se han encontrado diferencias significativas para ambas profundidades, siendo el p-value de 0 a 1 cm 0,3104 y de 1 a 3 cm 0,1687.



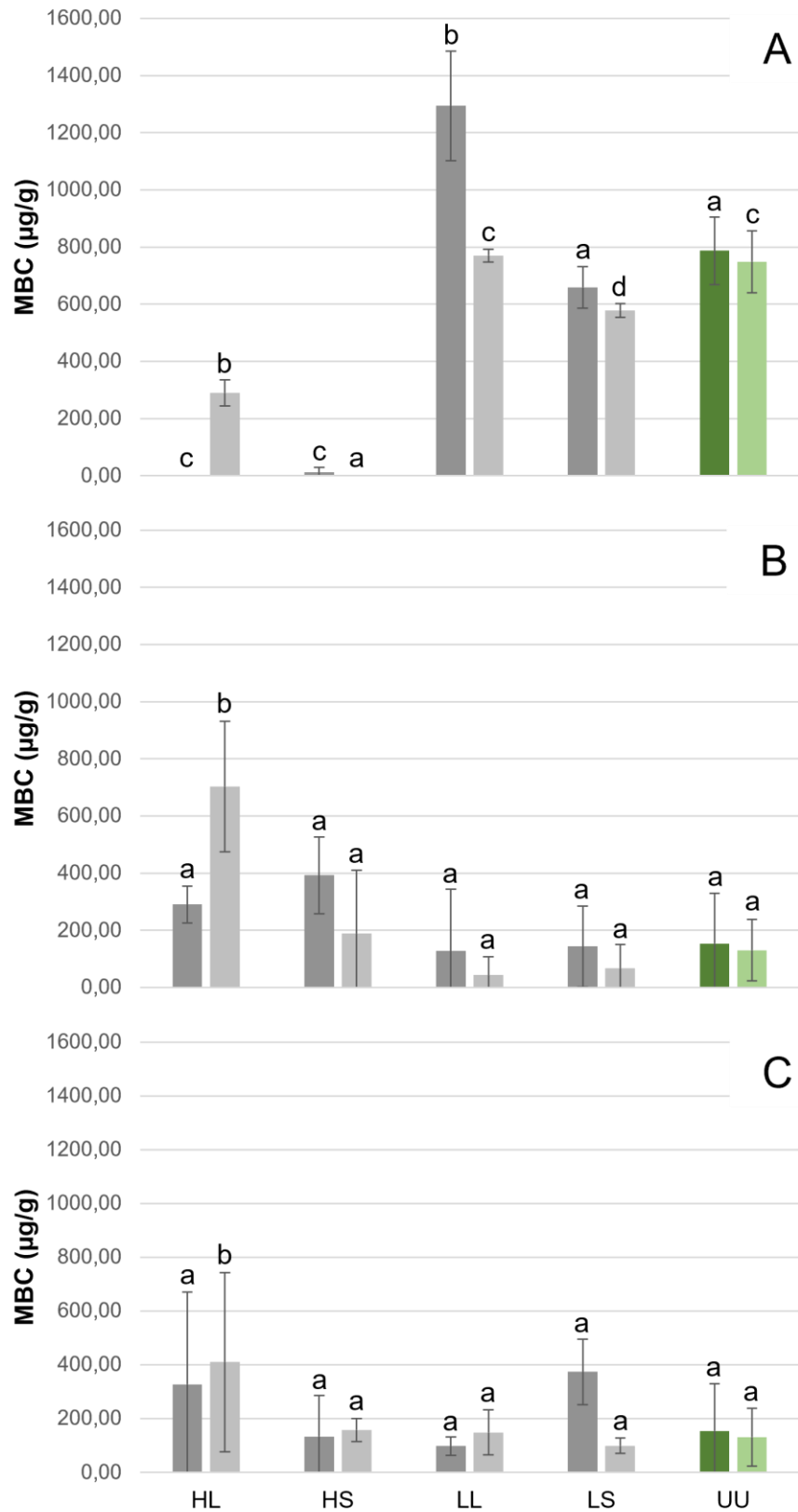
**Figura 16.** Proporción de carbono intermedio (*Intermediate C*) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.2.7 Biomasa microbiana

Para T0, el suelo control presenta un valor de 0 a 1 cm de  $786,91 \pm 118,45 \mu\text{g/g}$  (figura 17). La quema ha causado dos efectos considerables, presentándose diferencias significativas respecto al suelo control ( $p= 0,0003$ ). Se ha producido un aumento de MBC en el tipo de quema LL ( $1294,04 \pm 191,41 \mu\text{g/g}$ ). Por el contrario, para las quemas de mayor severidad, es indetectable en HL y presenta un valor de  $11,8 \pm 16,69 \mu\text{g/g}$  en HS. De 1 a 3 cm, también se producen diferencias significativas ( $p= 0,0001$ ) respecto al suelo control ( $748,72 \pm 108,55,45 \mu\text{g/g}$ ) y de forma general, se produce una reducción del MBC, siendo más importante para los tipos de quema HL ( $289,81 \pm 45,46 \mu\text{g/g}$ ) y HS ( $0 \pm 0 \mu\text{g/g}$ ).

En el caso de T5+, el suelo control presenta un valor de 0 a 1 cm de  $154,05 \pm 175,77 \mu\text{g/g}$  pero no se presentan diferencias significativas ( $p= 0,1971$ ). Sin embargo, de 1 a 3 cm sí que se producen diferencias significativas ( $p= 0,0001$ ) respecto al suelo control que presenta un valor de  $130,856 \pm 106,84 \mu\text{g/g}$ . Concretamente se produce un incremento de MBC en HL que alcanza un valor de  $703,25 \pm 23,14 \mu\text{g/g}$ .

En T5-, se produce el mismo efecto que para T5+, de 0 a 1 cm no se observan diferencias significativas ( $p= 0,2228$ ) respecto al control que presenta un valor de  $154,05 \pm 175,77 \mu\text{g/g}$ . Sin embargo de 1 a 3 cm, se producen diferencias significativas ( $p= 0,0618$ ) respecto al suelo control ( $130,86 \pm 106,84 \mu\text{g/g}$ ), concretamente se ha producido un ascenso de este parámetro en HL, que presenta un valor de  $410,05 \pm 333,02 \mu\text{g/g}$ . En este caso el valor que presenta p-value, es superior a  $p= 0,05$ , pero dado que en este tiempo se produce el mismo efecto que para T5+, se ha considerado oportuno considerar diferencias significativas.



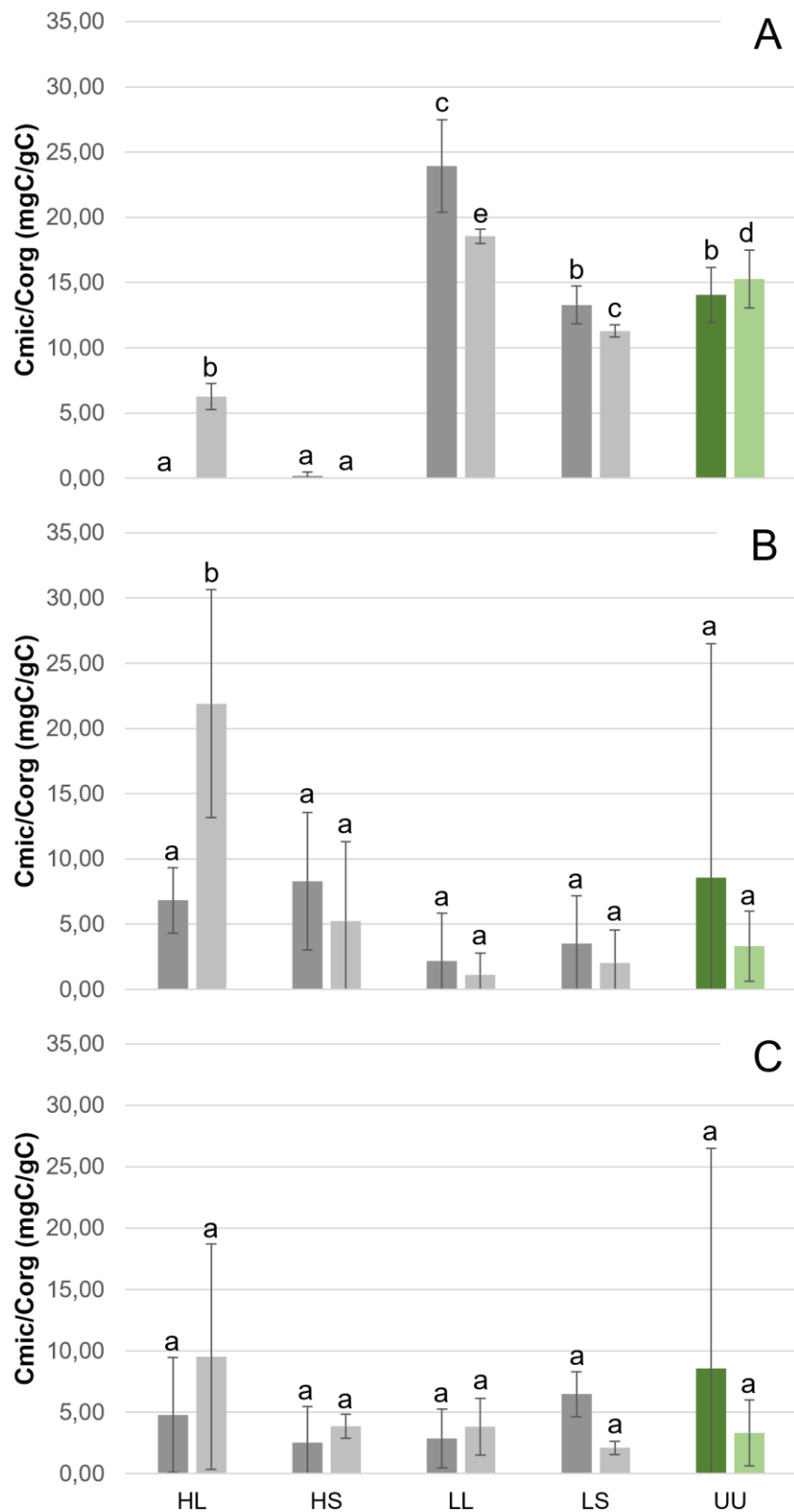
**Figura 17.** Carbono de biomasa microbiana (MBC) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.2.8 Proporción carbono microbiano/carbono orgánico

Para T0 de 0 a 1 cm, el suelo control presenta un valor de  $14,05 \pm 2,12$  mgC/gC (*figura 18*). Tras la quema se producen dos efectos significativos ( $p = 0,0003$ ). Para los tipos de quema más severos, se produce un descenso de este parámetro presentando valores para HL de  $0 \pm 0$  mgC/gC y para HS de  $0,19 \pm 0,27$  mgC/gC. Por el contrario, para LL, se produce un incremento presentando valores de  $23,93 \pm 3,54$  mgC/gC. De 1 a 3 cm el valor del suelo control es  $15,27 \pm 2,21$  mgC/gC. También se produce cambios significativos ( $p = <0,0001$ ) observándose una reducción para las quemas más severas. HL ( $6,26 \pm 0,98$  mgC/gC) y HS ( $0 \pm 0$  mgC/gC).

Para T5+ y T5-, el valor del suelo control de 0 a 1 cm es  $8,5 \pm 17,94$  mgC/gC y de 1 a 3 cm es  $3,31 \pm 2,68$  mgC/gC.

En T5+ la única diferencia significativa causada por la quema ( $p = <0,0001$ ) se observa en el tipo de quema HL de 1 a 3 cm, donde este parámetro ha aumentado hasta  $21,90 \pm 8,75$  mgC/gC. Para las muestras superficiales no existen diferencias significativas ( $p = 0,8704$ ). En T5- no se han encontrado diferencias significativas en ninguna de las dos profundidades, siendo p-value de 0 a 1 cm 0,883 y de 1 a 3 cm 0,1297.



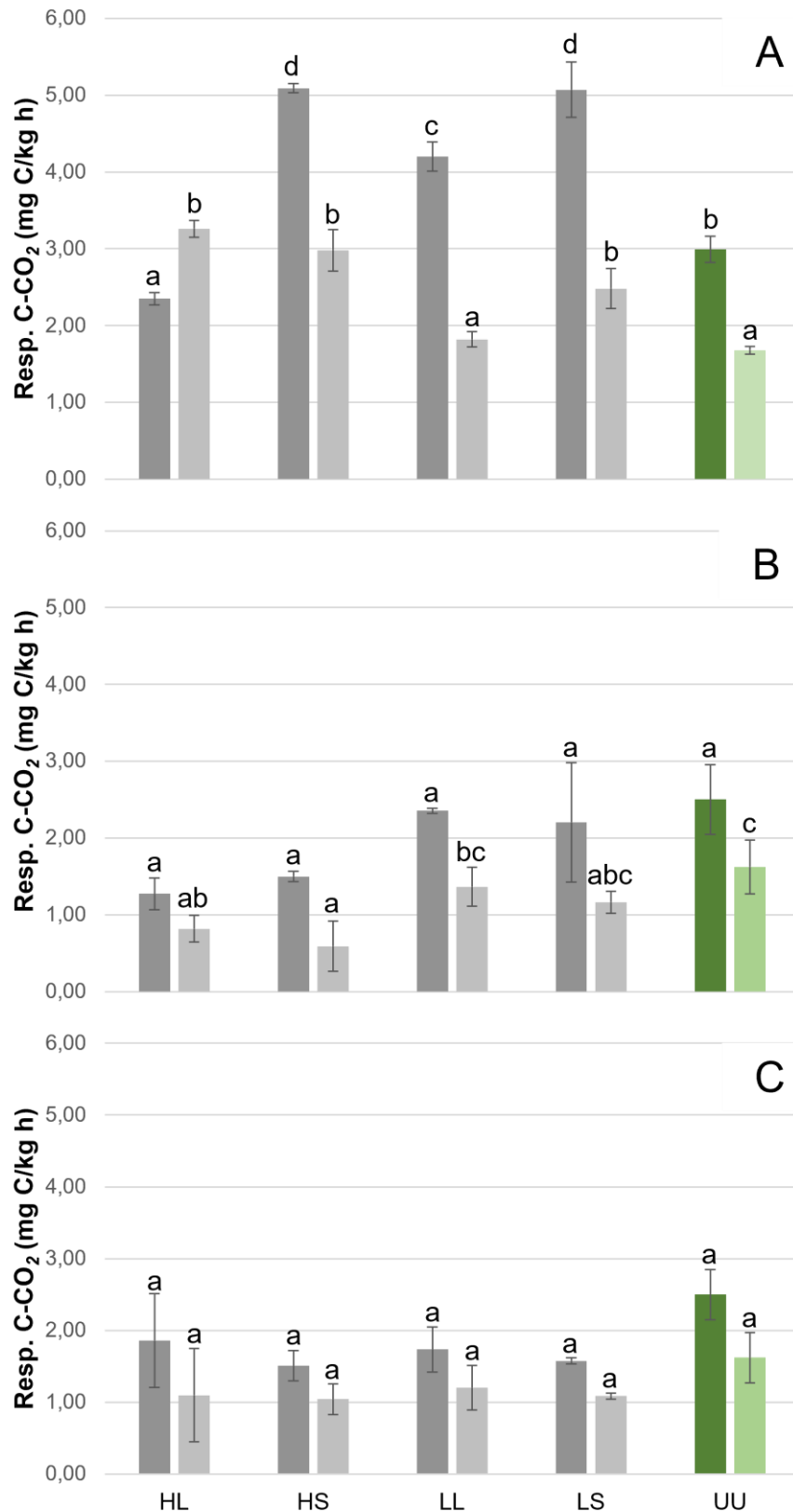
**Figura 18.** Proporción carbono microbiano/ carbono orgánico ( $C_{mic}/C_{org}$ ) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.2.9 Respiración C-CO<sub>2</sub>

Para T0, se observa que el suelo control presenta un valor de 0 a 1 cm de  $2,99 \pm 0,17$  mg C/kg·h (*figura 19*). La quema ha causado un incremento general de este parámetro, presentándose diferencias significativas al suelo control ( $p= 0,0001$ ). Este incremento es más relevante para los tipos de quema HS y LS, en los que los valores han ascendido hasta  $5,09 \pm 0,06$  mg C/kg·h y  $5,07 \pm 0,36$  mg C/kg·h, respectivamente. Este incremento también se observa de 1 a 3 cm, en donde el valor del suelo control es  $1,68 \pm 0,05$  mg C/kg·h, presentándose diferencias significativas ( $p= 0,0013$ ) en los tipos de quema HL, HS y LS, incrementándose los valores de este parámetro en  $3,26 \pm 0,11$  mg C/kg·h,  $2,98 \pm 0,27$  mg C/kg·h y  $2,48 \pm 0,26$  mg C/kg·h, respectivamente.

En el caso de T5+, el suelo control presenta un valor de 0 a 1 cm de  $2,501 \pm 0,454$  mg C/kg·h, pero no se muestran diferencias significativas ( $p= 0,1789$ ). Por el contrario, de 1 a 3 cm, sí que se presentan diferencias significativas ( $p= 0,0266$ ) respecto a UU ( $1,624 \pm 0,35$  mg C/kg·h), siendo la más relevante el descenso del valor de este parámetro en HS ( $0,59 \pm 0,32$  mg C/kg·h).

En T5- no existen diferencias significativas entre los cuatro tipos de quema y el suelo control, para ambas profundidades, siendo sus p-value respectivamente  $p= 0,2178$  y  $p= 0,3325$ .

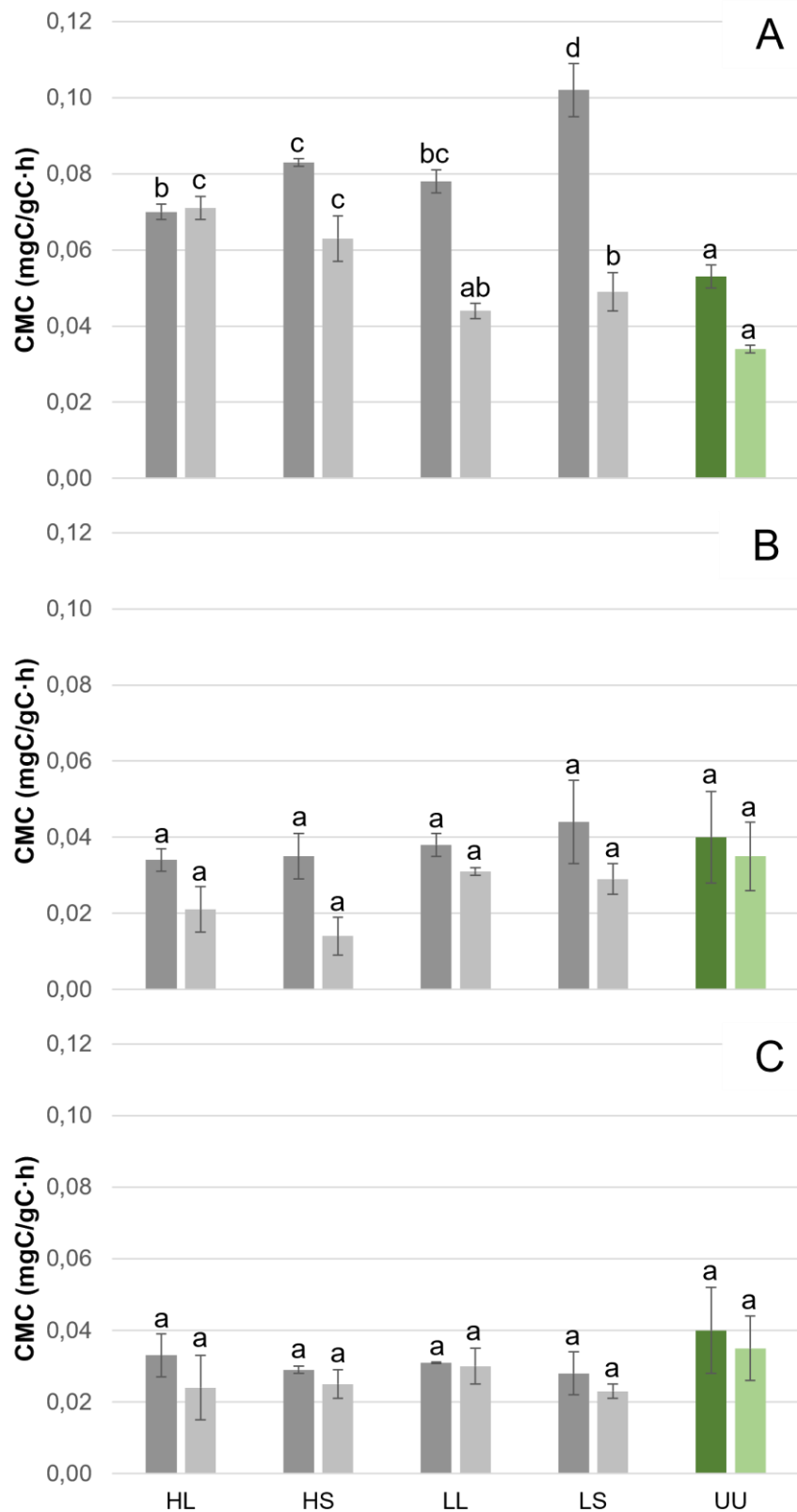


**Figura 19.** Respiración C-CO<sub>2</sub> (Resp. C-CO<sub>2</sub>) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.2.10 Coeficiente de mineralización del carbono (CMC)

Para T0, el valor del suelo control de 0 a 1 cm es de  $0,05 \pm 0,003$  mgC/gC·h (*figura 20*). Los efectos de la quema han producido un aumento general significativo ( $p= 0,0006$ ) de este cociente, siendo mayor para el tipo de quema LS que presenta un valor de  $0,102 \pm 0,007$  mgC/gC·h. de 1 a 3 cm se producen dos efectos tras la quema ( $P= 0,0012$ ). Se produce una reducción del cociente para las quemas de menor severidad, LL ( $0,044 \pm 0,002$  mgC/gC·h) y LS ( $0,04 \pm 0,005$  mgC/gC·h) respecto al suelo control  $0,034 \pm 0,001$  mgC/gC·h. Para las quemas de mayor severidad, HL ( $0,07 \pm 0,003$  mgC/gC·h) y HS ( $0,06 \pm 0,006$  mgC/gC·h) se produce un incremento del CMC.

Para T5+ y T5- el valor del suelo control de 0 a 1 cm es  $0,04 \pm 0,012$  mgC/gC·h y de 1 a 3 cm es  $0,03 \pm 0,009$  mgC/gC·h. No se observan el mismo efecto que para T0, observándose una reducción general de este parámetro. Tampoco se han encontrado diferencias significativas para ambas profundidades y tiempos, siendo p-value para T5+ de 0 a 1 cm 0,8387 y de 1 a 3 cm 0,0637 y para T5- 0,4918 y 0,3700. Respectivamente.



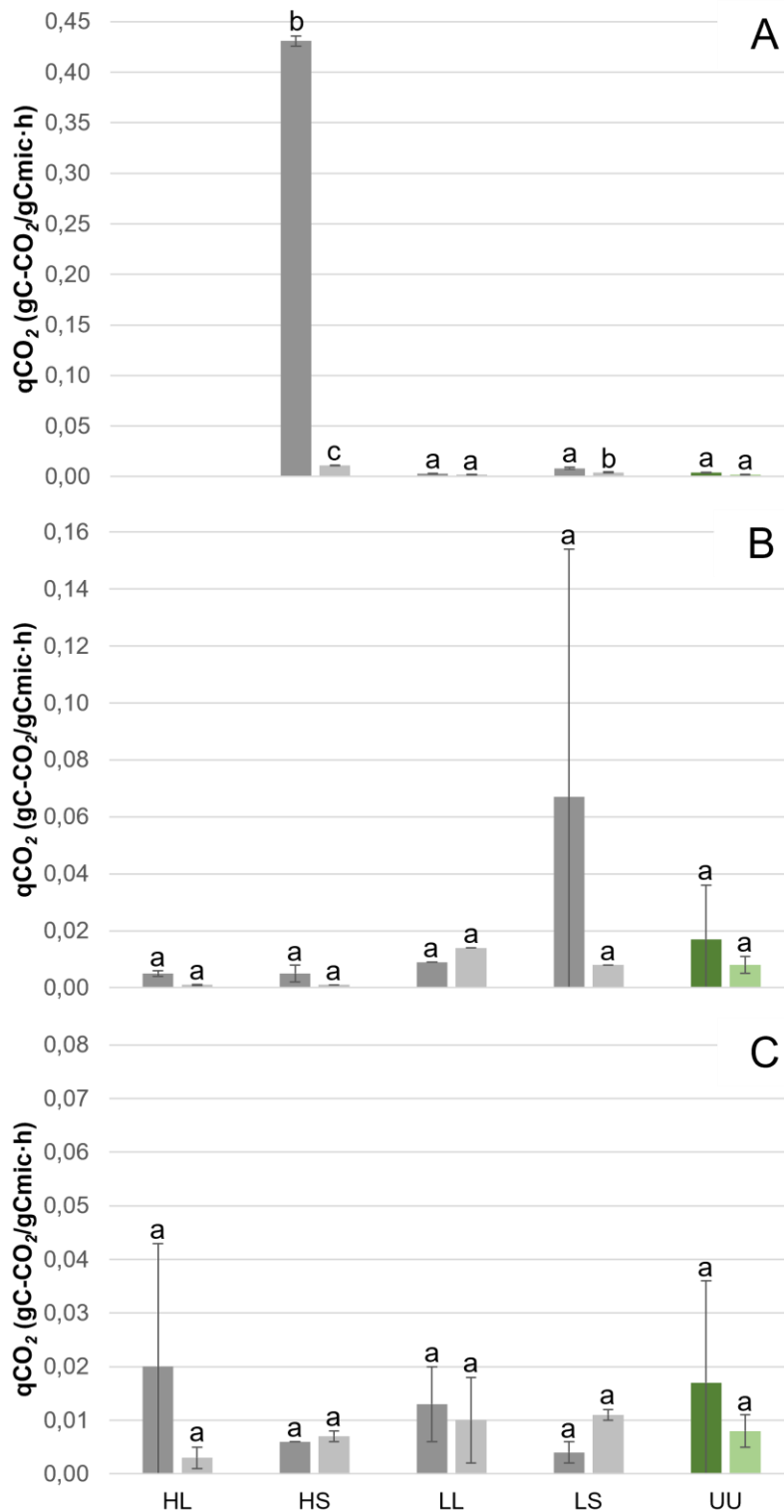
**Figura 20.** Coeficiente de mineralización del carbono (CMC) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.2.11 Cociente metabólico microbiano ( $qCO_2$ )

Para T0, el valor del suelo control de 0 a 1 cm es de  $0,004 \pm 0,0002$  gC-CO<sub>2</sub>/gCmic·h (figura 21). Tras la quema se produce un incremento significativo ( $p = < 0,0001$ ) tan solo para el tipo de quema HS, que presenta un valor de  $0,43 \pm 0,005$  gC-CO<sub>2</sub>/gCmic·h. De 1 a 3 cm no se han producido cambios significativos tras la quema respecto al suelo control ( $0,002 \pm 0,00008$  gC-CO<sub>2</sub>/gCmic·h).

Para T5+ y T5- el valor del suelo control de 0 a 1 cm es  $0,02 \pm 0,019$  gC-CO<sub>2</sub>/gCmic·h y de 1 a 3 cm es  $0,008 \pm 0,003$  gC-CO<sub>2</sub>/gCmic·h. No se han encontrado diferencias significativas para ambas profundidades y tiempos.

Cabe destacar que, dado que el  $qCO_2$  se calcula como el cociente entre la respiración del suelo y la cantidad de biomasa microbiana, este cociente no se ha podido calcular en aquellas muestras en las que la biomasa microbiana resulta indetectable, ya que en este caso el  $qCO_2$  tiende a infinito.



**Figura 21.** Cocciente de mineralización del carbono ( $qCO_2$ ) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media  $\pm$  desviación estándar). A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control.

Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad. La diferencia entre escalas para cada grafica es debida a que en T0 el valor que oculta el resto de los valores es el que tiene diferencias significativas respecto al control. En el caso T5+ y T5- es debido a que no existen diferencias significativas. La ausencia de datos en HL para T0 es debido a que no se ha podido realizar el calculo al no haberse detectado biomasa microbiana con el método usado.

## 3.4 Atributos físicos

### 3.4.1 Persistencia de la repelencia al agua del suelo

Para T0 el suelo control presentó en superficie un porcentaje de pertenencia mayoritario en la clase de fuertemente repelente al agua mientras que un 20% pertenece a la clase de severamente repelente (*figura 22*). En profundidad, estos resultados se repiten, aunque su repelencia se ve reducida, dado que no presenta pertenencia a la clase de severamente repelente.

Tras la quema, los efectos más importantes se producen para las quemas más severas. Se observa una desaparición de la repelencia al agua en superficie para HL, con 93,75% de pertenencia a la clase de suelo hidrofílico. En contraste, se produce un importante incremento en la repelencia en profundidad, presentado un 93,75% de pertenencia a la clase de extremadamente repelente al agua. En el caso de HS, se produce el efecto contrario en superficie, presentando un incremento de la repelencia, con un 68,75 % de pertenencia a la clase de severamente repelente, y en menor medida presenta una pertenencia a la clase de extremadamente repelente con un 12,5%. En las muestras subsuperficiales se ha producido un incremento ligero de la repelencia a un que no es tan notable como en superficie, presentando una pertenencia del 100% a la clase de fuertemente repelente.

Para las quemas menos severas, LL y LS, en superficie se produce una ligera pérdida de repelencia respecto al control, al desaparecer pertenencia a la clase severamente repelente. Para ambas quemas la pertenencia a la clase fuertemente repelente es del 100%. En las muestras de 1 a 3 cm también se produce una pérdida de repelencia, aumentando el porcentaje de repelencia a la clase ligeramente repelente para ambos tipos de quemas.

En T5, el suelo control de 0 a 1 cm es mayoritariamente perteneciente a la categoría de ligeramente repelente al agua, con un 64,06% de pertenencia a esta clase. Por otro lado, tiene un 26,56% de pertenencia a la clase de fuertemente repelente y un 1,56% a severamente repelente. De 1 a 3 cm es ligeramente más hidrófilo, presentado un 42,18% de pertenencia a esta clase y un 46,87% de pertenencia a ligeramente repelente.

Para T5+, parece ser que la mayor pérdida de repelencia ha ocurrido para las quemas más severas en ambas profundidades. De 0 a 1 cm para todos los tipos de quema, no se observa el mismo efecto que para T0 tras la quema, dado que la pertenencia a la clase de ligeramente repelente e hidrofílico son mayoritarias. Concretamente, para HS, se observa una pérdida de repelencia reflejada en la desaparición de pertenencia a la

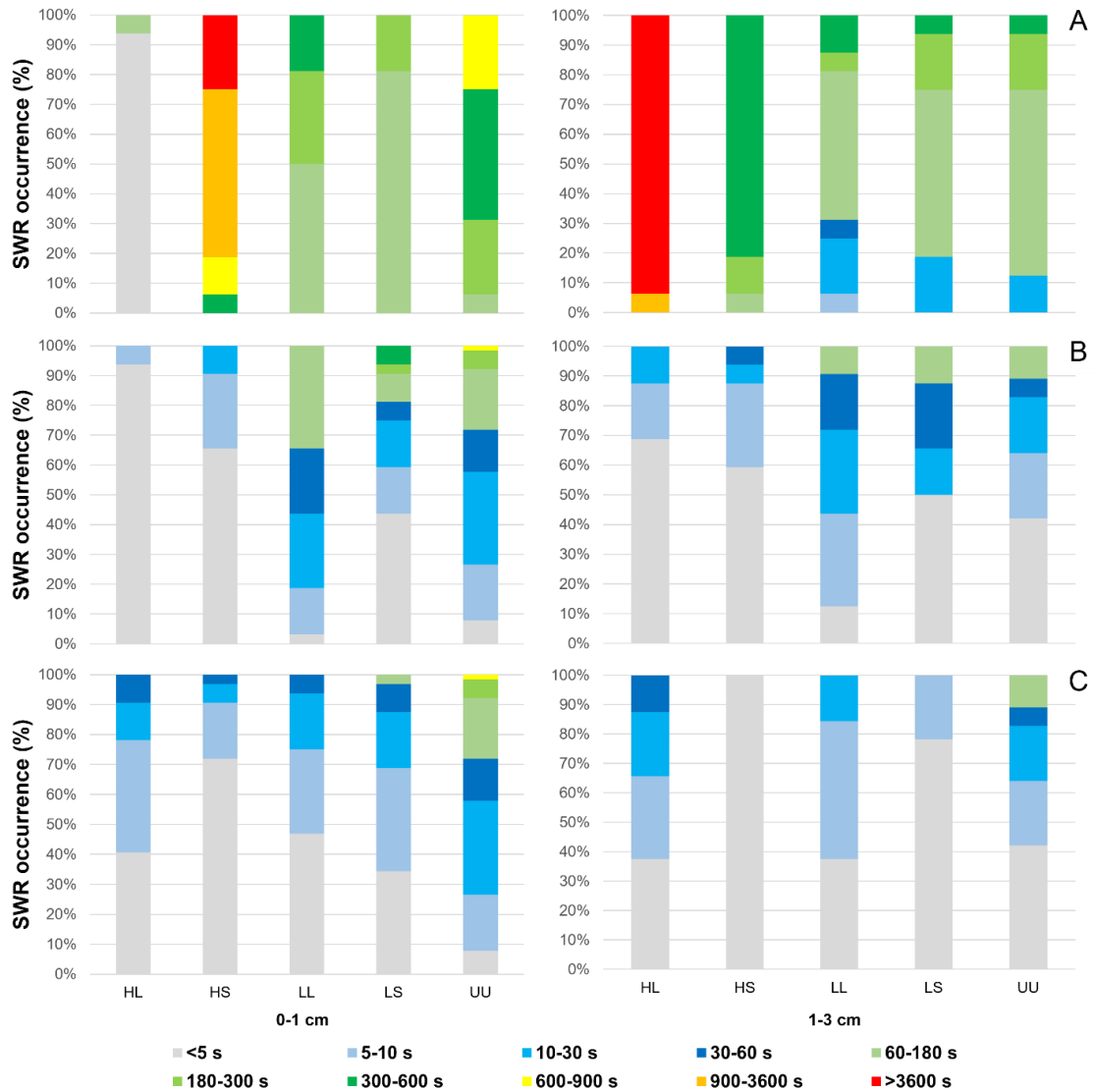
clase severamente y fuertemente repelente y la aparición de pertenencia mayoritaria a la clase hidrofílico, con un 65,62% y a la clase ligeramente repelente con un 34,37%. Por otro lado, para HL, parece que se ha mantenido la pertenencia a la clase hidrofílico, con un 93,75% de pertenencia aunque si ha desaparecido en cierto grado la repelencia, al cambiar el porcentaje restante de clase fuertemente repelente a ligeramente repelente. Para las quemas menos severas, LL y HS, también se ha producido una pérdida de la repelencia, al aumentar la pertenencia a la clase ligeramente repelente, en mayor medida para LS, que presente mayor porcentaje de pertenencia a la clase hidrofílico que LL. En comparación con el suelo control para T5+, la mayoría de los tipos de quema han perdido repelencia respecto a este. Si se comparan las muestras superficiales con el suelo control, se observa una pérdida da general de este parámetro, excepto para LL, que presenta porcentajes de pertenencia parecidos. Las mayores pérdidas de repelencia se producen para las quemas más severas, respecto al suelo control.

En profundidad, para HL se ha perdido la totalidad de repelencia perteneciente a la clase extremadamente y severamente repelente si se compara con T0, presentando una pertenencia mayoritaria a la clase hidrofílico, con un 68,75%, se observa el mismo efecto para HS, presentando una pertenencia mayoritaria a la clase hidrofílico.

En profundidad, para HL se ha perdido la totalidad de repelencia perteneciente a la clase extremadamente y severamente repelente si se compara con T0, presentando una pertenencia mayoritaria a la clase hidrofílico, con un 68,75%, se observa el mismo efecto para HS, presentando una pertenencia mayoritaria a la clase hidrofílico. Para las quemas menos severas, se produce un efecto parecido en profundidad si se compara con T0, una pérdida de pertenencia a la clase fuertemente repelente y aumento de pertenencia a la clase ligeramente repelente. Si comparamos las muestras subsuperficiales con el suelo control para T5+, se observa que más o menos se mantienen las pertenencias a las clases de repelencia de forma general para todos los tipos de quema, excepto para LL, que parece ser más repelente al tener una menor proporción de pertenencia a la clase hidrofílico.

En T5-, si se compara con T0, se produce el mismo efecto que para T5+, reduciéndose de forma general la repelencia para todos los tipos de quema, aunque para HL de 0 a 1 cm existe menor pertenencia a la clase hidrofílico que para T5+, con un 37,5%. Cabría destacar que para HS de 1 a 3 cm, la totalidad de la muestra pertenece a la clase hidrofílico, traduciéndose en una pérdida de la totalidad de la repelencia al agua. Si comparamos todos los tipos de quema para ambas profundidades con el suelo control,

también se observa una reducción de la repelencia al agua, aumentando las pertenencias a la clase hidrofílico o ligeramente hidrofílico.



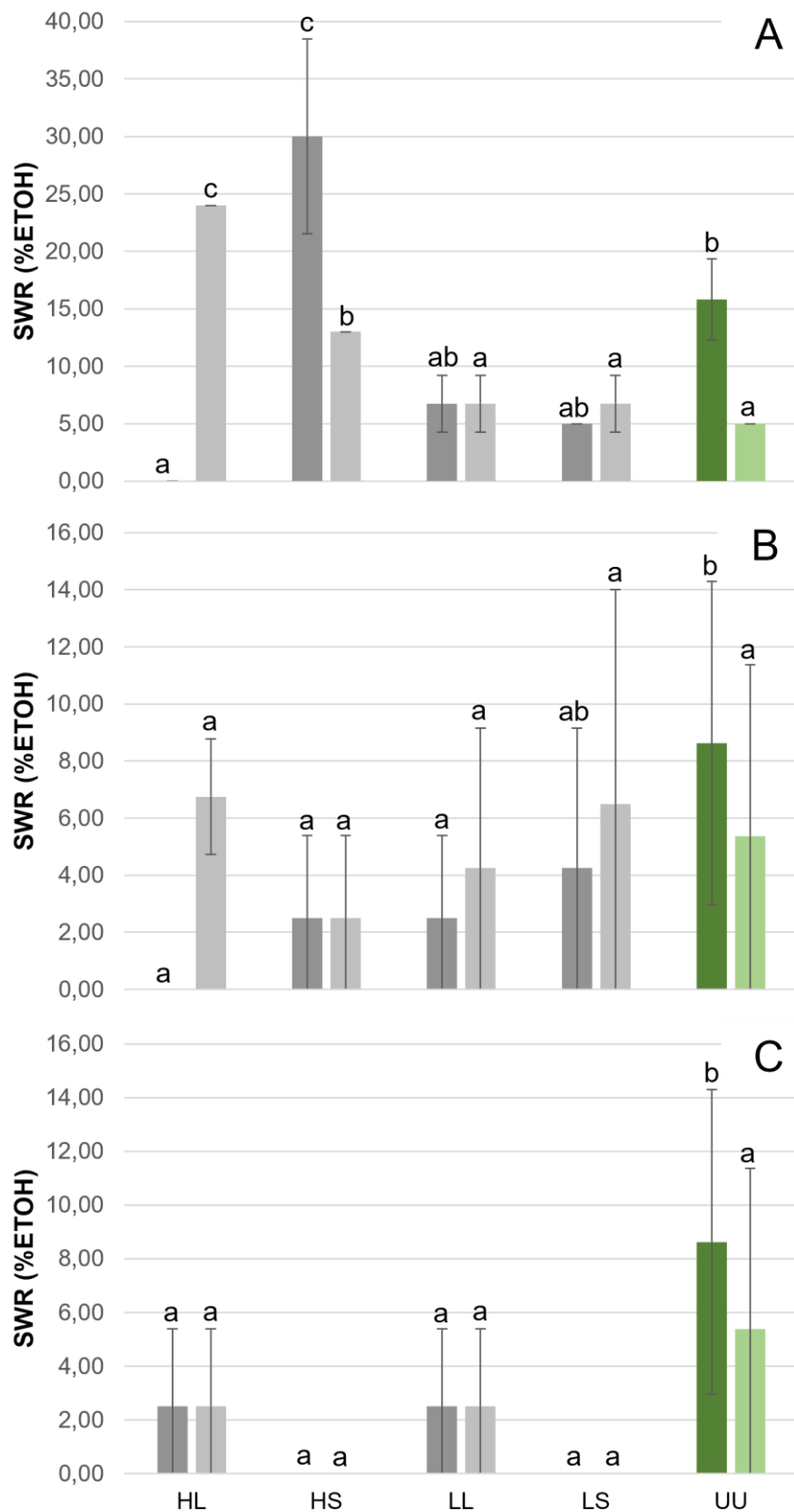
**Figura 22.** Ocurrencia de repelencia al agua del suelo (SWR occurrence) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad. A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control.

### 3.4.2 Intensidad de la repelencia al agua del suelo

Para T0, de 0 a 1 cm el suelo control presenta un valor de  $15,8\pm 3,54\%$  ETOH (*figura 23*). Se han producido dos efectos significativos tras la quema ( $p= 0,0052$ ). Para las quemas menos severas, se ha producido un descenso de este parámetro, concretamente para LL el valor se ha reducido hasta  $6,75\pm 2,48\%$  ETOH y para LS hasta  $5\pm 0\%$  ETOH. Por otro lado, en las quemas más severas, en HL también se ha producido un descenso hasta alcanzar el valor de  $0\pm 0\%$  ETOH pero en HS se ha producido un ascenso duplicando el valor del suelo control,  $30\pm 8,49\%$  ETOH. De 1 a 3 cm el suelo control presenta un valor de  $5\pm 0\%$  ETOH. En las quemas

Para T5+ y T5-, el valor del suelo control de 0 a 1 cm es  $8,63\pm 5,67\%$  ETOH y de 1 a 3 cm es  $5,38\pm 5,99\%$  ETOH. En T5+, de 0 a 1 cm se produce una reducción significativa ( $p= 0,0292$ ) de este parámetro para todos los tipos de quema, siendo más significativo para la quema de mayor severidad, HL, alcanzando un valor de  $0\pm 0\%$  ETOH. De 1 a 3 cm no se producen diferencias significativas.

Para T5-, se produce el mismo efecto que para T5+. De 0 a 1 cm se ha producido una reducción significativa general de este parámetro respecto al suelo control ( $p= 0,0043$ ). En este caso, la reducción más importante ha sido para los tipos de quema HS y LS, en las que ambas alcanzan un valor de  $0\pm 0\%$  ETOH. De 1 a 3 cm tampoco se presentan diferencias significativas.



**Figura 23. Intensidad a la repelencia al agua del suelo (SWR) para cada tiempo, tipo de quema y profundidad (media ± desviación estándar).** A: T0 (efecto inmediato de la quema); B: T5+cenizas (efecto de la quema tras cinco meses con ceniza); C: T5-cenizas (efecto de la quema tras cinco meses sin ceniza). HL: quema de temperatura alta y tiempo largo; HS: quema de temperatura alta y tiempo corto; LL: quema de temperatura baja y tiempo largo; HS: quema de temperatura baja y tiempo corto; UU: control. Gris oscuro y verde oscuro: 0-1 cm; gris claro y verde claro: 1-3 cm. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre muestras de una misma profundidad.

### 3.5 Análisis de Componentes Principales

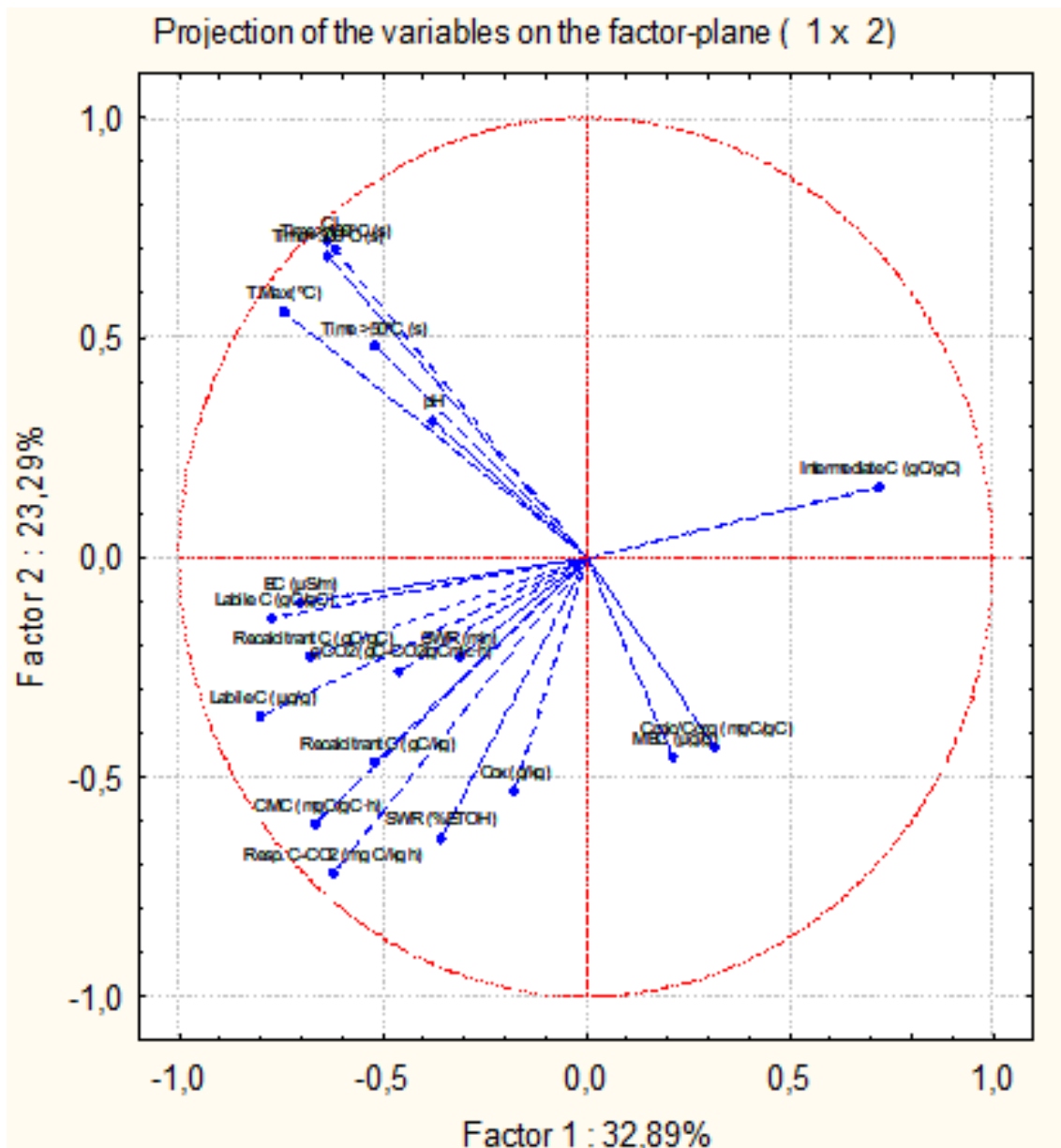
El análisis de componentes principales (ACP) de los resultados obtenidos en T0 y en T5 ha permitido hallar un primer factor que explica un 32,98% de la varianza, y un segundo factor que explica un 23,29% adicional (*figura 24*).

El factor 1 muestra correlación positiva (*figuras 26 y 27*) con la proporción de carbono intermedio de las muestras ( $R= 0,72$ ) y correlación negativa con las proporciones de carbono lábil y recalcitrante, con valores de  $R$  de  $-0,77$  y  $-0,68$ , respectivamente, con la actividad respiratoria y el coeficiente de mineralización del carbono ( $R= -0,62$  y  $-0,66$ , respectivamente) y con los parámetros indicadores de la severidad de la quema (con valores de  $R$  de  $-0,75$  para la temperatura máxima alcanzada,  $-0,64$  para el tiempo con temperaturas superiores a  $300^{\circ}\text{C}$ ,  $-0,63$  para el índice de quema y  $-0,62$  para el tiempo con temperaturas superiores a  $100^{\circ}\text{C}$ ).

Por otro lado, el factor 2 muestra una correlación positiva con los indicadores de severidad de la quema ( $R= 0,72$  para el índice de quema,  $0,70$  para el tiempo con temperaturas superiores a  $100^{\circ}\text{C}$ ,  $0,69$  para el tiempo con temperaturas superiores a  $300^{\circ}\text{C}$  o  $0,56$  para la temperatura máxima alcanzada), mientras que se correlaciona negativamente con la respiración del suelo ( $R= -0,72$ ), la intensidad de la repelencia ( $R= -0,64$ ) y el coeficiente de mineralización del C ( $R= -0,61$ ).

Ello determina que en la proyección de las variables sobre el plano determinado por los factores 1 y 2 aparezcan en el segundo cuadrante las variables que reflejan la severidad de la quema, mientras que la mayor parte de las variables relacionadas con las fracciones lábil y recalcitrante del carbono y la actividad respiratoria se localizan en el tercer cuadrante.

También la repelencia al agua aparece en el tercer cuadrante. En este sentido, cabe destacar que la matriz de correlaciones efectuada en el análisis de componentes principales ha revelado que la persistencia de la repelencia (WDPT) presenta una escasa correlación con la mayoría de los parámetros medidos, con unos coeficientes de regresión positivos y mencionables solamente con el contenido de carbono lábil ( $r^2= 0,37$ ), la proporción de carbono lábil ( $r^2= 0,26$ ) y el tiempo con temperaturas superiores a  $50^{\circ}\text{C}$  ( $r^2= 0,24$ ). No obstante, la intensidad de la repelencia sí muestra correlación positiva más marcada con el coeficiente metabólico microbiano ( $r^2= 0,45$ ), la actividad respiratoria ( $r^2= 0,40$ ) y la cantidad de carbono lábil ( $r^2= 0,37$ ). Por ello, la intensidad de la repelencia al agua aparece, en el análisis de componentes principales (*figura 24*) más diferenciada del resto de variables.



**Figura 24.** Análisis de Componentes Principales 1 (ACP 1). Proyección de las variables consideradas sobre el factor plano determinado por los Factores 1 y 2.

En cuanto a la proyección de los casos sobre el plano determinado por los dos primeros factores (*figura 25*), el análisis de componentes principales muestra una notable diferenciación de las muestras en función de la severidad de la quema, la profundidad de la muestra y el tiempo transcurrido.

En las muestras superficiales caracterizadas justo después de la quema, se aprecia que la quema LL prácticamente no ha producido efectos sobre el conjunto de propiedades analizadas, y desde las muestras T0UU y T0LL de 0 a 1 cm se produce un marcado desplazamiento hacia la izquierda y al final hacia arriba, mostrando una severidad creciente de la quema en las muestras T0LS, T0HS y T0HL de 0 a 1 cm, por este orden.

Este mismo desplazamiento hacia la izquierda se aprecia también en las muestras procedentes de la capa 1-3cm tomadas justo después de la quema, aunque en este caso de una forma menos acusada, por el menor impacto del fuego a esta profundidad. Las muestras superficiales caracterizadas a los 5 meses de la quema siguen mostrando los efectos de la quema en forma de un desplazamiento hacia la izquierda y arriba, que permite diferenciar muy claramente las muestras no quemadas de las quemadas a temperatura baja, por un lado, y las quemadas a alta temperatura, en el extremo del desplazamiento. Cabe destacar, sin embargo, que este desplazamiento es mucho más corto que el que se detectaba en las muestras justo después de quemar. Resulta particularmente destacable que las muestras subsuperficiales se encuentran totalmente agrupadas a los 5 meses de la quema, lo que demuestra que los efectos de la quema han desaparecido por completo en estas muestras durante este periodo.

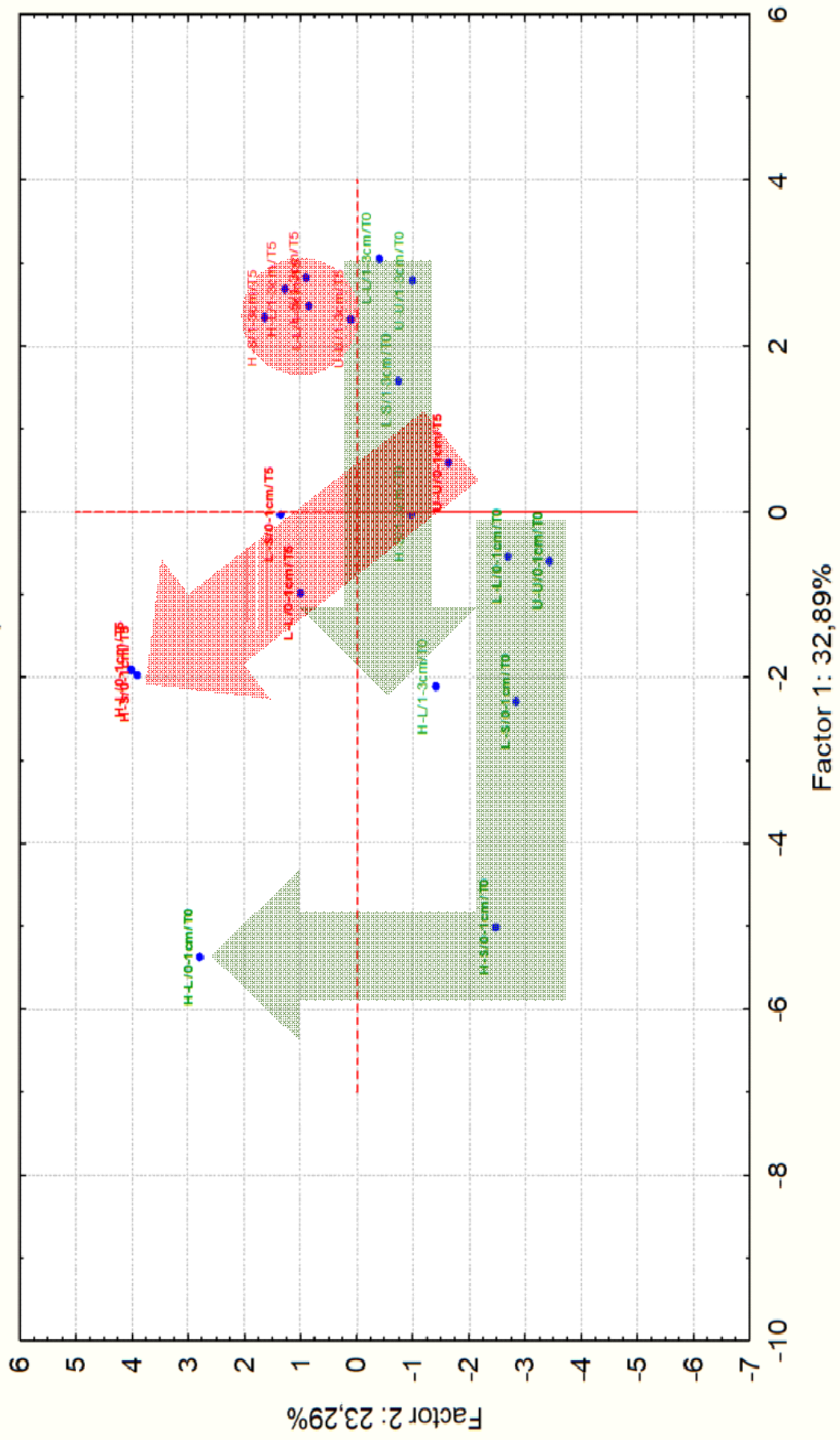


Figura 25. Análisis de Componentes Principales 2 (ACP 2). Proyección de los tratamientos de quema sobre el factor plano determinado por los Factores 1 y 2.

## 4. Discusión

### 4.1 Parámetros de quema

Los distintos tipos de quemas que se han ensayado han constituido verdaderamente un gradiente de severidades, como se pretendía en el diseño experimental. Ello se aprecia en prácticamente todos los indicadores que se muestran en la *tabla 6*, y permiten ordenar las quemas, de menos a más severas, en el orden LS, LL, HS y HL. Cabe destacar que todos los indicadores relativos a la severidad de la quema muestran unos valores mucho más elevados en la capa más superficial del suelo que en la capa 1-3 cm, particularmente en las quemas de baja temperatura y tiempo corto.

Podemos citar, a modo de ejemplo, el tiempo que pasaron las muestras con temperaturas superiores a 50°C, umbral en el que muchos autores sitúan el inicio de los efectos del fuego sobre las propiedades biológicas del suelo (Santín y Doerr, 2016). En los bloques L-S y L-L, quemados a baja temperatura, la capa 0-1 cm estuvo a temperaturas por encima de 50°C durante 22 y 25 minutos respectivamente, pero la capa 1-3 cm no llegó prácticamente a alcanzar esta temperatura (0 y 0,4 s, respectivamente). Sin embargo, el bloque H-S, quemado a alta temperatura durante tiempo corto, estuvo a más de 50°C durante 40 minutos en la capa 0-1 cm y 27 minutos en la capa 1-3 cm, y el bloque H-L, quemado a alta temperatura y durante tiempo largo, presentó temperaturas por encima de 50°C durante prácticamente 1 hora en las dos capas prácticamente por igual.

Otro indicador que corrobora la ordenación de los bloques en función de la severidad del fuego es el índice de quema, dado que las quemas más severas presentan valores notablemente más elevados que las quemas de menor severidad, además de mostrar siempre valores sensiblemente más bajos en la capa 1-3 cm que en la capa superficial, donde ha habido un efecto menor del fuego.

Esto se corrobora también con el Análisis de Componentes Principales 2 (*figura 22*), ya que ordena los distintos tipos de quema en función de su severidad. En él, se observa el desplazamiento hacia la izquierda y al final hacia arriba de los distintos tipos de quema para T0 en superficie, mostrando una severidad creciente de la quema de las muestras. Por otro lado, el mismo análisis también indica una menor influencia del fuego en profundidad, aunque también se aprecia la influencia de la severidad en el desplazamiento hacia la izquierda de los tipos de severidad de forma creciente.

## 4.2 Atributos químicos

### 4.2.1 pH y CE

Los cambios en las propiedades químicas del suelo tras un incendio, aunque pueden producirse a temperaturas relativamente bajas, suelen ser más aparentes cuando el suelo alcanza temperaturas por encima de los 200 °C, debido a la combustión de la materia orgánica del suelo (MOS) y formación de materia orgánica pirogénica (MOP) y, generalmente, se observa un incremento del pH y de la CE como efecto inmediato del fuego (Borgogni et al., 2019; Certini, 2005; Santín y Doerr, 2016).

El incremento del pH suele ocurrir a partir de los 250 °C (Santín y Doerr, 2016), pero los incrementos más significativos de pH solo ocurren a mayores temperaturas, de más de 450 °C (Heike Knicker, 2007; Santín y Doerr, 2016; Giovannini et al., 1990).

Otros autores han observado que el calentamiento del suelo a 220 °C produce una ligera reducción del pH para recuperarse después a niveles iniciales a partir de 460 °C y posteriormente, a temperaturas más altas, 700° y 900 °C, producirse un aumento significativo del pH (Giovannini et al., 1990).

Puede existir un incremento significativo, de hasta 4 a 5 unidades, cuando la intensidad del fuego es alta o se produce una gran combustión de materia orgánica (Ulery et al., 1993). En nuestro caso, no se ha producido un incremento tan significativo, sino al contrario, el incremento ha sido más atenuado, de una unidad, como en el trabajo de Kutiel y Shaviv (1989), donde encontraron que el pH del suelo se incrementaba en una unidad en quemas simuladas que alcanzaban los 250 °C; y Úbeda (1998) , que también observó un incremento del pH en una unidad, siendo las zonas quemadas de manera más intensa las que presentaron incrementos más elevados.

Romanyà et al. (1994) también señaló que los incrementos de pH son mayores en las capas superficiales en un estudio de los efectos del fuego en un bosque de *Eucalyptus* sp. L'Hér. en Australia. Concretamente observó un incremento de pH 4,28 a 6,42 unidades en los primeros 0 a 2,5 cm y de 4,31 a 4,54 de 2,5 a 5 cm, siendo este incremento mayor en la quema más severa.

Por otro lado, también se han dado casos en los que el pH no ha presentado modificaciones significativas ni como efecto inmediato del fuego ni después de 8 meses, como es el caso de Kutiel e Inbar (1993) donde estudio el efecto del fuego en suelos de repoblaciones de pino en el mediterráneo, atribuyéndolo a que la temperatura del suelo no alcanzó los 250 °C.

La bibliografía sobre esta materia indica que el incremento del pH es debido a la liberación y acumulación de cationes solubles (hidróxidos de K y Na, de carbonatos de Ca y Mg), a la destrucción de grupos ácidos de la materia orgánica, a la pérdida de grupos OH de los minerales de la arcilla, a la formación de óxidos de distintos elementos procedentes de la destrucción de carbonatos (Arocena y Opio, 2003; Giovannini et al., 1988, 1990; Kutiel & Inbar, 1993), o la sustitución de protones en el complejo de cambio por cationes (Terefe Wondafrash et al., 2005). Siendo todos ellos procesos dependientes de la temperatura alcanzada o del tiempo de residencia del fuego, parece lógico que los cambios inducidos por el fuego en el pH del suelo resulten en muchas ocasiones directamente proporcionales a la severidad.

No obstante, la mayoría de los autores coinciden con que la intensidad del fuego produce un mayor incremento de pH y que distintos rangos de temperatura afectan distintamente a su incremento o reducción, además de ser más significativo en los primeros centímetros del suelo. Aunque parecen existir dos umbrales de temperaturas fundamentales a las que se producen cambios sustanciales en el pH, 250 °C (inicio del incremento) y 450°C (inicio de incremento significativo), en nuestro estudio no se han observado diferencias entre tipos de quema en el caso del pH, aun habiéndose registrado en el primer centímetro del suelo en las quemaduras más severas (HL y HS) temperaturas superiores a 450 °C y en las menos severas (LL y LS) temperaturas superiores a 250 °C, sugiriendo que la severidad de la quema no ejerce un efecto diferenciador para este parámetro. El pH del suelo, pues, en este caso, serviría para discriminar entre muestras quemadas y no quemadas pero aparentemente no permite diferenciar entre tipos de quemaduras o, más concretamente, entre distintas severidades de quema. Una posible explicación a este hecho se encuentra en que la modificación del pH en nuestro caso se encuentra probablemente relacionada con la combustión de la MOS y en que, como se ha visto anteriormente, ésta se ha visto escasamente afectada, cuantitativamente, por las quemaduras.

Kutiel & Inbar (1993) también estudiaron los cambios inducidos por el fuego en la CE, observando un incremento significativo respecto al control como efecto inmediato del fuego, que se mantuvo por encima de los valores de control hasta ocho meses después del fuego. El aumento de la CE se atribuyó a la liberación de iones inorgánicos solubles procedentes de la combustión de la hojarasca y de la biomasa (Kutiel y Naveh, 1987; Kutiel y Shaviv, 1989). Hernández et al. (1997) y Kutiel e Inbar (1993) también señalaron que la incorporación de sales solubles procedentes de la combustión de la MOS tras la exposición a temperaturas moderadas también produce un incremento de la CE.

No se trata de casos aislados, sino que muchos autores señalan un incremento de los nutrientes disponibles debido a la combustión de la MOS, por producción de cenizas y mineralización de compuestos orgánicos (Badia y Marti, 2003; González-Pérez et al., 2004; Heike Knicker, 2007). Por ello, podría señalarse la temperatura a la que comienza la combustión de la MOS y la destrucción de los agregados como aquella temperatura a la que la CE comienza a incrementarse. Esta temperatura está en torno a los 200 °C (Santín y Doerr, 2016).

Algunos autores que estudiaron los efectos del fuego en ecosistemas mediterráneos señalaron que el fuego produjo un incremento de elementos asimilables (Carreira & Niell, 1995; Mangas et al., 1992; Martínez-Fernandez et al., 1994). Mangas et al. (1992) en un estudio del impacto del fuego en una comunidad vegetal de repoblación de pino y matorral mediterráneo afectada por un fuego ligero, encontró que un día después del fuego, se produjo un incremento de MO, nitrógeno total, fósforo asimilable y cationes intercambiables, que retornaron a los niveles iniciales seis meses después del fuego. También señaló que el fuego movilizó algunos cationes ( $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Mg^{2+}$ ), nitrógeno total y fósforo asimilable a la fracción soluble del suelo por mineralización de la MOS. Por otro lado, el incremento en la CE a consecuencia del fuego puede no ser directamente proporcional a su severidad. En este sentido, cabe destacar que Badia y Marti (2003) observaron un incremento de la conductividad eléctrica hasta los 250 °C para posteriormente descender a los 500 °C en un suelo gipsico y otro calcáreo en el Valle del Ebro.

En los resultados obtenidos en quemas prescritas de erizón en una zona cercana a la estudiada (Buisán), el efecto inmediato en superficie de la quema también resultó en un incremento ligero del pH, aunque no se produjeron variaciones en la CE. Tampoco se presentaron diferencias significativas en el pH respecto al control pero sí que se produjo una reducción de la CE 12 meses después de la quema. Cabe destacar, además, que en el ACP efectuado por los autores, se relaciona el aumento de pH con el incremento de cationes solubles (Girona et al., 2018).

Los cambios ocasionados por el fuego no son detectables, en nuestro caso, a los 5 meses de las quemas, cuando han desaparecido las diferencias significativas respecto a los respectivos controles. El carácter temporal de los efectos del fuego sobre el pH y/o la CE ha sido demostrado por muchos autores, como Jorge Mataix-Solera (1999), que observó un descenso del pH en muestras control diez meses después de la quema y un aumento catorce meses después. En profundidad estas diferencias desaparecieron ya a los cuatro meses. Esta desaparición la atribuyó al lavado y transporte de las cenizas. En un estudio realizado por Úbeda (1998) se observó un ascenso de valores inferiores

a 7 a valores de 8 como efecto inmediato de la quema, seguido por un descenso progresivo durante los dos años siguientes. Por otro lado, Xavier Úbeda et al. (2005) encontró también en una quema prescrita de pasto en Tarragona, un incremento del pH como efecto inmediato del fuego, para retornar a valores control un año después, atribuyéndolo a la baja intensidad del fuego que tuvo un efecto bajo en los cationes de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , que tienen efecto directo en los cambios de pH.

Así pues, a pesar de las diferencias en la escala temporal que destacan los diversos autores, la reducción del pH a niveles del control parece ser relativamente rápida, dependiendo de diversos factores como: la intensidad del fuego, el contenido en MOS, la capacidad tampón del suelo, las características climáticas y orográficas de la zona, el pH original del suelo y la composición química y cantidad de las cenizas (Jorge Mataix-Solera, 1999; Neary et al., 2005).

Desde hace tiempo se sabe que la incorporación de cenizas puede producir un incremento del pH y de la CE (Certini, 2005) en etapas tempranas posteriores al fuego. Esta incorporación puede ser mediante bioturbación o lixiviación, y es una de las principales razones por las que puede incrementar la fertilidad del suelo (Bodí et al. (2014). Sin embargo, el hecho de que tanto en las muestras con cenizas como en las que no las tenían hayan desaparecido, a los 5 meses, las diferencias en el pH y la CE entre muestras quemadas y control sugiere que se ha producido un importante lavado de cationes por el agua de riego.

Otra posible explicación a esta homogenización entre muestras a los cinco meses, podría relacionarse con un secuestro microbiano de los cationes liberados por la combustión de la MOS. Debido al aporte de nutrientes que supone la capa de cenizas y la combustión de la MOS, podría haber existido durante los cinco meses una actividad microbiana intensa que hubiera inmovilizado estos nutrientes. Por otro lado, muchos autores han destacado que el aporte de nutrientes ocasionado por el fuego puede ser lavado o erosionado sobre todo en pendientes fuertes o en zonas que carecen de una estructura edáfica y de vegetación capaces de fijar y aprovechar rápidamente estos nutrientes (Cerdà et al., 2007; Neary et al., 1999). Terefe et al. (2008) también señaló que las sales pueden ser rápidamente lavadas o arrastradas por la escorrentía, por lo que los cambios en la conductividad eléctrica causados por el fuego pueden ser efímeros. Así pues, teniendo en cuenta que las condiciones de invernadero suponen una falta de vegetación y ausencia de pendiente, esta reducción de la CE para T5 puede ser debida fundamentalmente a un efecto de lavado hacia capas inferiores, efecto que puede observarse en el incremento de CE en profundidad para algunos tipos de quema.

## 4.3 Atributos biológicos

### 4.3.1 Carbono orgánico total

Uno de los efectos directos más habituales del fuego en el suelo es la combustión de MOS viva y muerta (Santín y Doerr, 2016). El fuego produce cambios cuantitativos y cualitativos en la MOS, que pueden ser variados en función de la intensidad del fuego y su duración o la inflamabilidad de la biomasa (H. Knicker et al., 2006).

Los cambios en cantidad de MOS pueden ser producidos por dos efectos del fuego: la eliminación de la mayor parte de la capa de hojarasca y de algunos compuestos orgánicos de los primeros centímetros del suelo mineral en caso de alcanzar altas temperaturas, resultando en la producción y oxidación de volátiles y gases; y la adición de sustancias carbonizadas por combustión incompleta, generando compuestos orgánicos pirogénicos (Alexis et al., 2007; Bodí et al., 2014). Es por ello por lo que la bibliografía referida al efecto del fuego en la MOS reporta efectos contradictorios sobre la cantidad total de MOS en el suelo después del fuego, que aumenta en algunos trabajos y disminuye en otros. Generalmente, se produce una reducción de la MOS y de productos carbonizados conforme la intensidad del fuego aumenta, debido al aumento en la eficiencia en la combustión (H. Knicker et al., 2006). Certini et al. (2011), observó un gran impacto en la calidad y cantidad de la MOS, produciéndose una reducción significativa de este parámetro en las capas más superficiales del suelo, en dos fuegos en bosques de pino en la zona mediterránea y con fuegos considerados como muy severos por Chafer et al. (2004).

Sin embargo la variación del contenido de MOS depende también de otros factores como la duración del fuego, el tipo de suelo, la humedad del suelo y el tipo de vegetación (Alcañiz et al., 2016). Así, por ejemplo, Goberna et al. (2012) en una quema prescrita de matorral pirófito de *Rosmarinus officinalis* L. en Valencia, observó un incremento del TOC un día después del fuego, pero una semana después volvió a valores no significativamente diferentes a los valores del suelo control. Estos efectos cambiantes con el tiempo también han sido descritos por Alcañiz et al. (2016), que observó como efecto directo del fuego, un incremento significativo del TOC. Un año después también incrementó, pero sin diferencias significativas respecto al control, a una profundidad de 0 a 5 cm, en Girona en una plantación de *Pinus halepensis* Mill.

Por otro lado, los cambios cualitativos en la MOS se producen por la generación de materia orgánica pirogénica (MOP), que en la bibliografía encontramos que es también llamada carbón, carbón pirogénico (COP) o Black Carbon (BC), en ocasiones con ligeras diferencias de matiz en su definición. Esta MOP comprende todos aquellos compuestos

orgánicos formados o transformados por efecto del fuego, tales como biomasa parcialmente carbonizada, carbón y hollín (Bodí et al., 2014; Santín et al., 2015). Normalmente, los compuestos orgánicos lábiles de la MOS pueden ser transformados en estructuras aromáticas o heteroaromáticas altamente resistentes a la degradación biológica por efecto de la carbonización, pero el shock térmico también puede transformar la MOS en compuestos de menor peso molecular y bioquímicamente más sencillos, proceso que genéricamente ha recibido el nombre de pirolisis y que aumenta su velocidad de descomposición (H. Knicker et al., 2006). Estos cambios cualitativos se comentarán más adelante, referidos a las distintas fracciones del carbono orgánico del suelo que hemos considerado en este trabajo: carbono lábil, carbono recalcitrante y carbono intermedio.

Los efectos del fuego sobre la materia orgánica generalmente se producen a partir de los 200 °C donde comienza a producirse su combustión y la formación de materia orgánica pirogénica (Santín y Doerr, 2016). La combustión incompleta de la MOS ocurre normalmente a temperaturas por debajo de los 450 °C (Bodí et al., 2014). Por encima de esta temperatura, se considera que la combustión de la MOS es total (Alcañiz et al., 2016). En este estudio, se han alcanzado temperaturas superiores a los 450 °C en las dos quemaduras severas, HL y HS, sin embargo, este efecto inmediato de reducción de carbono orgánico total (COT) parece solo observarse en la quema HL.

No obstante, Santín y Doerr (2016) también señalaron que el efecto del fuego en el suelo no solo es producido por las temperaturas alcanzadas, sino también por el tiempo de duración del fuego. Quizás la diferencia de duración entre HL y HS explica el hecho de que en HS no se produzca una reducción de la MOS tan significativo como en HL, como efecto inmediato. Si observamos la matriz de correlaciones, existe poca relación entre la temperatura máxima alcanzada y el contenido total de carbono, pero sí que existe una relación negativa en el tiempo que se mantiene por encima de 50 °C. Esto se confirma al observar que en el tipo de quema más severo este parámetro de quema ha sido muy superior al resto de tipos de quemaduras en T0, siendo en el único donde se ha producido una reducción significativa del contenido de MOS. Esta escasa correlación negativa entre severidad y pérdida de MOS probablemente se puede atribuir a que solo se detecta una pérdida en las quemaduras de mayor severidad, cuando o bien las altas temperaturas o el largo tiempo de permanencia del fuego han facilitado la evaporación del agua del suelo, con lo cual las temperaturas han podido incrementarse más. Además, en el análisis de componentes principales vemos que T0HL de 0 a 1 cm, se encuentra cercano a las variables de quema, es la muestra más severamente afectada por el fuego.

La reducción del TOC en HL coincide con los estudios de Girona-García et al. (2019), Girona-García et al. (2018) y Cecilia M. Armas-Herrera et al. (2016), que estudiaron quemas prescritas en zonas del pirineo central dominadas por *Echinopartum horridum* y *Buxus sempervirens* L. Girona-García et al. (2019) observó efectos parecidos en quemas prescritas en Buisán, donde el efecto inmediato de la quema se tradujo en la reducción de un 52 % en este parámetro de 0 a 1 cm, mientras que en mayores profundidades no se produjeron cambios. Seis meses después de la quema, este efecto seguía presente, al contrario que en nuestro estudio. Sin embargo, los valores se incrementaron hasta los valores control 18 y 24 meses después de la quema. Los valores de 1 a 3 cm permanecieron inalterados durante ese periodo de tiempo. Girona-García et al. (2018) también observó en otro estudio una reducción del 45% en superficie, de manera que un año después este efecto del fuego todavía estaba presente. Finalmente, Cecilia M. Armas-Herrera et al. (2016) reportó una reducción del COT del 41 % en los primeros 3 cm del suelo.

Sin embargo, la combustión podría no ser la única razón de que en este trabajo se detecte una notable reducción en las muestras quemadas a mayor severidad. En este sentido, Alcañiz et al. (2016) sugieren que la formación de Black Carbon puede conllevar la formación de formas de MOP más recalcitrantes y que, este incremento no se haya podido detectar por la resistencia de estas formas a la oxidación con dicromato, como se explicara en la sección del carbono recalcitrante.

Por otro lado, en los tipos de quema menos severos, no se ha producido apenas diferencias significativas respecto al control, explicándose pues debido a que las temperaturas no superan los 450 °C, y es probable que tan solo se haya producido un efecto en la calidad más que en la cantidad de carbono orgánico, dado que estas quemas sí que alcanzan los 200 °C.

Esto también explicaría el hecho de que en profundidad no se hayan observado efectos significativos del fuego sobre el COT respecto al control, reflejándose el escaso efecto del fuego debido a no haber alcanzado los 100 °C en ningún tipo de quema. Este escaso efecto del fuego sobre la cantidad de MOS en profundidad ya ha sido descrito anteriormente (Heike Knicker, 2007). La energía de vaporización del agua evita el incremento de la temperatura hasta que esta se vaporiza completamente, de modo que los altos contenidos en humedad de las muestras pueden ejercer un efecto limitante de la transferencia del calor a capas más profundas (G. . Campbell et al., 1995).

En el caso de T5, que T5+ no presente diferencias significativas respecto al control puede hacer pensar que se haya producido una reducción, sin embargo, si observamos

el control, este parece haber incrementado su contenido en COT, probablemente a una variabilidad espacial de las muestras, dado que las fracciones de carbono no se incrementan. En general para este tiempo, existe mucha variabilidad que hace difícil ver si existe alguna tendencia de variación de COT.

El fuego afecta cuantitativamente a la MOS pero puede afectar de forma diferencial a las distintas fracciones de carbono orgánico.

En este trabajo nos centramos en el carbono lábil, recalcitrante e intermedio, que comprenderían aquellos compuestos formados por carbono soluble, los resistentes a una hidrólisis ácida y la diferencia entre el total y la suma de los dos anteriores, respectivamente, respectivamente. De esta manera nos centramos en la calidad bioquímica de la MOS, que se entiende como aquella con la que se determina la biodegradabilidad basada únicamente en la composición química, sin tener en cuenta la protección física (Rovira y Vallejo, 2007).

Aunque no necesariamente existe una correspondencia total entre estos tipos de MOS, Bird et al. (2015) determinó que existen tres tipos de reservorios de COP en el suelo: lábil, formada por anhidroazúcares y fenoles metoxilados, que tienen una vida media de semanas a meses; semilábil intermedio, formado por compuestos aromáticos policíclicos de menos de siete anillos, que tienen una vida media de años a siglos; y una estable, formada por compuestos aromáticos policíclicos de más de siete anillos, que tienen una vida media de siglos a milenios.

### 4.3.2 Carbono lábil

Como efecto directo del fuego, en T0 se produce un aumento significativo del carbono lábil. Este incremento es significativamente mayor para HL y HS, y tiene una correlación positiva con las variables de quema, en mayor medida con la temperatura máxima y con el tiempo por encima de 50 °C, lo que sugiere que una mayor severidad de quema produce como efecto directo una mayor producción de este carbono lábil. Almendros et al. (1990) observó también un incremento de la MOS libre tres veces mayor que la situación preincendio tras un incendio de alta severidad en bosque de *Quercus ilex ballota* (Desf.) Samp.

Si bien en condiciones de campo el incremento de carbono lábil puede ser debido a la liberación de formas lábiles encapsuladas en los agregados, si se produce una pérdida de estabilidad estructural, o al efecto pirolítico del fuego, en nuestro caso dada la eficacia en la extracción con sulfato de potasio, este aumento debe atribuirse a la transformación de carbono recalcitrante en carbono lábil debido a un efecto de pirolisis.

El efecto de pirolisis produce una ruptura de sustancias orgánicas complejas, transformándolas en productos con peso molecular menor y bioquímicamente más sencillos, aumentando su velocidad de descomposición (González-Pérez et al., 2004; H. Knicker et al., 2006), ya que aumenta su accesibilidad por parte de la biomasa microbiana.

Rovira et al. (2012) encontró en un suelo bajo *Pinus sylvestris* L. calentado a diferentes temperaturas que a 220 °C el 37 % de la MOS se perdió y que todas las formas principales de carbono fueron pirolizadas. Esta pirolisis se produjo, sin embargo, en distinta intensidad para distintos tipos de compuestos: 70-80% para celulosa y hemicelulosa, 50% para lignina y compuestos solubles al agua y 10-25% para los lípidos. La despolimerización y deshidratación de biomasa puede ocurrir a bajas temperaturas de carbonización (> 250 °C), produciendo COP soluble en agua y por tanto biodegradable. Además, la producción de COP a bajas temperaturas supone fracciones de carbono más lábiles que aquellos producidos a altas temperaturas (Santín et al., 2016).

Choromanska y DeLuca (2001) en un bosque de *Pinus ponderosa-Pseudotsuga menziesii* observaron un aumento en un factor de 4 en el contenido de carbono lábil al calentar a 160 °C, y en un factor de 12 al calentar a 380 °C, y señalaron que podría ser consecuencia de la liberación de carbohidratos por la lisis de tejidos microbianos y vegetales y la destilación de la capa de hojarasca parcialmente descompuesta. Por otro lado, en una quema prescrita de *Eucalyptus sp.*, Chafer et al. (2004) observó una desnaturalización de carbohidratos procedentes de ceras y cutinas.

La reducción de estas formas lábiles de MOS tras cinco meses para las muestras control y quemadas sugieren dos posibilidades: el lavado de estas formas de carbono lábil; y/o su consumo por parte de los microorganismos. Concretamente, la reducción del carbono extraíble puede ser debido a su asimilación o mineralización por la biomasa microbiana recolonizante y activamente creciente después del fuego o por la acción por separado o conjunta de su lixiviación (Prieto-Fernández et al., 1998). El transporte vertical del COP por flujo de agua puede ocurrir dependiendo de las características intrínsecas del compuesto y del suelo (Santín et al., 2016).

Nuestros resultados coinciden con los de Prieto-Fernández et al. (1998), que observó un aumento del doble de carbono extraíble un día después del fuego y una reducción significativa hasta menos de la mitad tras ocho meses, en un bosque de *Pinus pinaster* Aiton, en Galicia.

La hipótesis del aprovechamiento microbiano del carbono lábil formado durante la quema encaja con los resultados de la matriz de correlaciones obtenida en el análisis de componentes principales, ya que existe una correlación positiva entre el carbono lábil, el carbono respirado y el CMC, lo que sugiere que este tipo de carbono ha sido usado por los microorganismos hasta que prácticamente se ha agotado, durante los 5 meses posteriores a la quema.

### 4.3.3 Carbono recalcitrante

La definición de que es la recalcitrancia en el carbono orgánico del suelo, es todavía difusa. Kleber (2010) reunió información de diversos artículos que usaban el término recalcitrancia y observó una falta de estandarización en el uso del concepto. Aquí nos referimos a carbono recalcitrante como aquel carbono orgánico del suelo que resiste a una hidrólisis ácida y posteriormente se oxida mediante dicromato potásico como se ha descrito en materiales y métodos. Esta hidrólisis también afecta a la protección química y física del carbono orgánico.

Uno de los efectos del fuego es la formación de lo que es llamado Black Carbon. Se trata de un término usado para referirse a estructuras de carbono orgánico generadas por la combustión incompleta (carbonización) de la MOS y residuos leñosos durante un fuego, originándose a temperaturas de entre 250 y 500 °C (Certini, 2005; Rovira et al., 2009). La cantidad, heterogeneidad y condiciones del material combustible condicionan la cantidad y composición del BC formado (Baldock y Smernik, 2002). Suponen un continuo de productos de combustión, con un contenido alto en carbono, composición química heterogénea y dominados por estructuras aromáticas (Alcañiz et al. (1994), que abarcan desde restos de plantas poco alteradas termalmente y biodegradables, hasta compuestos policíclicos altamente condensados, como el hollín, (Cecilia María Armas-Herrera et al., 2019; Masiello, 2004). Conforme aumenta la temperatura de carbonización e intensidad del fuego, su aromaticidad aumenta (H. Knicker et al., 2006; Masiello, 2004) y generalmente tiene un mayor tiempo de residencia en el suelo que la MOS de la que procede (Cecilia María Armas-Herrera et al., 2019; Rovira et al., 2012) pero esto no implica que sea totalmente resistente a la descomposición, dado que esto depende de su composición química y de la existencia de condiciones favorables para la biomasa quimioheterotrófica (Bird et al., 2015). Aunque Black Carbon y carbono recalcitrante no tienen por qué coincidir totalmente, Rovira y Vallejo (2002) ya demostraron que la fracción recalcitrante se caracteriza entre otras por ser más rica en compuestos aromáticos, característicos del Black Carbon.

Dado que los ecosistemas mediterráneos son propensos a sufrir incendios forestales y una gestión tradicional del uso del suelo mediante fuego, se espera que el contenido de BC en sus suelos sea relevante (Rovira et al., 2009). En suelos que han experimentado quemaduras o fuegos frecuentes, el Black Carbon puede suponer de 35 a 40 % del carbono orgánico total (Certini, 2005). Esto sugiere que el alto contenido de carbono recalcitrante en las muestras control de T0 sea debido a que parte de este carbono pueda ser BC procedente del manejo histórico del fuego en la zona (Gartzia et al., 2014; B. Komac et al., 2013; Benjamin Komac et al., 2011; Nadal-Romero et al., 2018).

Como se ha indicado anteriormente parece que el efecto inmediato del fuego en el carbono recalcitrante según la bibliografía es un aumento de esta fracción, explicable por los procesos de carbonización y combustión incompleta asociados al fuego (Certini, 2005). Sin embargo vemos un efecto contrario en este caso. El carbono recalcitrante en el suelo se reduce en general, siendo mayor esta reducción en la quema de mayor severidad, HL.

Esta pérdida de carbono recalcitrante se puede explicar como una transformación a otras formas más lábiles que serían carbono intermedio y lábil, dado que en los tratamientos LS, LL y HS no se ha registrado una pérdida de carbono orgánico total. Sin embargo, en HL, donde además de carbono recalcitrante ha habido también una significativa pérdida de carbono orgánico total, a esta transformación del carbono recalcitrante en carbono lábil o intermedio cabe suponer también una pérdida por combustión y volatilización. Que se haya formado una capa más hidrófoba en la capa profunda de HL, sugiere que sí que se haya podido producir una volatilización de la MOS. Anteriormente se ha señalado que a partir de los 500 °C se produce este efecto, temperatura alcanzada en HL.

Anteriormente se ha explicado que el alto contenido de este parámetro en el suelo control puede ser debido a una acumulación de BC histórica, relacionada con el manejo de los pastos mediante el fuego. Rovira et al. (2009) indicó que el BC previamente acumulado en el suelo puede ser destruido por el fuego por combustión a altas temperaturas y que de esta manera los suelos enriquecen su contenido en BC en forma de aerosol o de pequeñas partículas carbonizadas, pero puede ser que este input sea insuficiente como para contrarrestar sus pérdidas. Él mismo y H. Knicker et al. (2006) observaron un descenso de BC al aumentar en número de fuegos. Sin embargo, estudios recientes han señalado que la combustión de COP preexistente como mecanismo abiótico de degradación de este tipo de carbono, más bien produce una degradación baja (Santín et al., 2016). Santi et al. (2013) observó en un bosque boreal que el fuego consume limitadamente el COP presente en el suelo, siendo de tan solo

un 6% respecto al control y Saiz et al. (2014) encontró una pérdida de menos del 8 % en un fuego en una zona de sabana en Australia. Estas cantidades son bastante bajas en comparación con las que se han visto en este estudio, que se sitúan entre 10 gC/kg de suelo a 20 gC/kg de suelo.

Otra posible explicación de la pérdida de carbono recalcitrante en las muestras quemadas a mayor severidad es que este se haya aromatizado hasta el extremo de no reaccionar con el ácido crómico. Heike Knicker et al. (2007) sugirió en su trabajo que los tratamientos para estimar el contenido de BC de la MOS mediante métodos de oxidación con ácidos son cuestionables, debido a una subestimación de BC. La resistencia de este compuesto a la oxidación viene dada por su naturaleza refractaria, siendo un concepto general referido a compuestos cuya composición química es muy variable, cuyas diferencias pueden determinar su recalcitrancia a el ataque biológico y su resistencia a métodos químicos destructivos como la oxidación mediante dicromato de potasio. Esta autora también indicó que existen parafinas resistentes a la determinación del contenido total de carbono orgánico mediante tratamiento con dicromato, sobre todo en suelos con alto contenido en lípidos y que además, las estructuras alquílicas pueden ser protegidas del ácido por su naturaleza hidrofóbica más que por su naturaleza recalcitrante (Heike Knicker et al., 2007). Además, algunos autores indican la presencia de estas sustancias resistentes a la oxidación con dicromato tras el fuego. Certini et al. (2011) en un estudio del impacto del fuego en bosques de pino mediterráneo, observó un incremento en el contenido de carbono aromático en el contenido total de MOS. Determinó que las fracciones resistentes a oxidación con dicromato pertenecían principalmente a carbón aromático, y en menor medida, a alquilo C y O-alquilo C, correspondientes a carbón pirogénico, fracción más resistente de la MOS a la degradación bioquímica.

De esta manera, si la pérdida de carbono recalcitrante en realidad es más bien baja como indican estudios recientes y esto se combina con que generalmente se produce una transformación a estructuras más recalcitrantes, quizás estamos ante una reducción aparente y no real, causada por una subestimación en el método de cuantificación de carbono recalcitrante, debida a la resistencia de estas estructuras a la oxidación con dicromato.

Velasco-Molina et al. (2016) observaron en un Umbric Ferrasol en Brasil que en profundidad se producía la reducción de la recalcitrancia en materia orgánica pirogénica, producida por una alta sustitución de moléculas aromáticas por grupos carboxílicos, incrementando la eficiencia de oxidación mediante dicromato. Esto sugiere que en este estudio se haya producido como efecto del fuego una nueva aromatización a compuestos resistentes a la oxidación ácida y que la diferencia respecto al control sea

por el hecho de que este contiene más formas recalcitrantes oxidables debido al paso del tiempo, de forma que se haya podido detectar niveles mayores de carbono recalcitrante mediante el método usado.

Nuestros datos no permiten determinar si lo que estamos viendo es una pérdida real de carbono recalcitrante o una pérdida de reactividad química frente al dicromato. Si que parece existir una evidencia indirecta de carbonización, dado que en las quemaduras más severas se observa un color del suelo más oscuro y restos carbonizados, indicando la presencia de COP.

Durante los cinco meses posteriores a la quema, la desaparición de las diferencias significativas entre las muestras quemadas a mayor severidad y las muestras control no son debidas a un nuevo incremento de la recalcitrancia, sino a una ligera pérdida de recalcitrancia en las muestras quemadas a menores severidades e incluso en los controles.

Por otro lado, que no se hayan producido cambios a los cinco meses en las muestras quemadas a mayores severidades sugiere que las formas recalcitrantes persisten inalteradas, siendo resistentes a la degradación microbiana. Esta invariabilidad puede ser un indicador de que la transformación a COP aumenta la recalcitrancia química de manera que incrementa sus tiempos de residencia en el medio (Santín et al., 2016)

Baldock y Smernik (2002) determinó que la capacidad de la masa microbiana inoculada procedente de madera en descomposición de *Pinus resinosa* Aiton se ve reducida por los cambios producidos por tratamiento térmico y que las constantes de tasa de mineralización del carbono se redujeron en un orden de magnitud al aumentar la temperatura. Esto puede sugerir que si no existen especies de microorganismos adaptadas para tener capacidad de mineralización de formas más recalcitrantes formadas por el fuego, su tasa de mineralización puede reducirse.

#### 4.3.4 Parámetros microbianos

Las propiedades del suelo principalmente afectadas por debajo de los 200 °C son las biológicas (muerte de raíces finas, muerte de biomasa microbiana y reducción del banco de semillas) (Santín & Doerr, 2016).

Normalmente, la zona de mayor actividad biológica coincide con aquella profundidad que experimenta mayores temperaturas durante el fuego. Esta profundidad corresponde con los primeros 2,5 cm del suelo, y el efecto del fuego se reduce considerablemente al aumentar la profundidad (Heike Knicker, 2007).

El suelo puede ser parcialmente esterilizado si la severidad del fuego es suficientemente alta (Pietikäinen J, 1995), por lo que el efecto inmediato en los microorganismos del suelo es una reducción de su biomasa y en casos extremos, puede llegar a producirse una esterilización del suelo (Certini, 2005). Se puede producir la completa esterilización de los organismos metabólicamente activos de las capas más superficiales del suelo, pero sus formas inactivas pueden sobrevivir debido a la formación de esporas y adaptación al estrés por sequía (Heike Knicker, 2007). Esto, combinado con el incremento de nutrientes asociado a la combustión de biomasa y a la incorporación de cenizas, puede producir un incremento en la proliferación bacteriana. Posteriormente la actividad microbiana decrece cuando el sustrato se convierte en limitante de nuevo, pero la biomasa continua creciendo hasta que la población se estabiliza después de la revegetación (Bárcenas-Moreno et al., 2011).

También un contenido alto en humedad puede producir un efecto esterilizante en las capas superiores por efecto del vapor de agua calentado (Choromanska & Deluca, 2002), aunque no se alcancen temperaturas excesivamente elevadas.

Diversos autores han observado reducciones significativas en la biomasa microbiana después de quemas prescritas atribuyéndolo a altas severidades, mientras que en quemas de corta duración o baja severidad solo se han observado pequeñas reducciones o ningún efecto (Fontúrbel et al., 2012). En nuestro estudio, solo las quemas más severas han producido esta casi esterilización.

Resultados comparables han sido anteriormente hallados por Prieto-Fernandez et al. (1993), que observó como efecto directo del fuego que la biomasa microbiana casi desapareció de 0 a 5 cm y se redujo a la mitad de 5 a 10 cm. Después de cuatro años se produjo una reducción de 40 a 60 % del Cmic/Corg. Diaz-Raviña et al. (1992) observó que calentando el suelo a 600 °C el carbono microbiano se reducía hasta valores indetectables mediante el método de fumigación-extracción.

Los efectos del fuego sobre las propiedades biológicas del suelo se pueden atribuir no solo al efecto directo del fuego sino también a los cambios en la calidad de la MOS y comunidades microbianas (Girona-García et al., 2019). En la respiración, tan solo se refleja el efecto de la alta severidad en HL, probablemente porque prevalece el efecto esterilizante del suelo sobre la importante liberación de C lábil por pirólisis. Para el resto de las quemas, se produce un incremento de la actividad microbiana que puede tener una relación con el contenido de carbono lábil, que aumenta para todas las quemas y en mayor medida para las más severas, y con el hecho de que la cantidad de biomasa microbiana se ve solo muy ligeramente afectada en estas quemas

El hecho de que la actividad microbiana aumente como efecto inmediato del fuego puede ser debido a una recolonización microbiana rápida estimulada por la incorporación de material vegetal rápidamente biodegradable y el aumento de cationes intercambiables (Almendros et al., 1990). La respiración tiene una correlación alta con el carbono lábil (0,73) y la proporción de carbono lábil (0,53), y también con el recalcitrante y proporción de carbono recalcitrante (0,5). Así pues, la dinámica de la actividad microbiana sería un reflejo no solamente del impacto del fuego sobre la actividad microbiana, sino también de los cambios cualitativos en términos de incremento del C lábil, y de la liberación de nutrientes por la combustión.

Tras cinco meses, todos los parámetros microbianos excepto el  $qCO_2$  presentan un comportamiento parecido, no presentan diferencias significativas respecto al control y se han reducido respecto a T0. Aunque para HL y HS en la biomasa microbiana y Corg/Cmic parece que ha habido una recuperación.

Esto parece sugerir que una vez el carbono lábil comenzó a ser escaso en algún momento del periodo de tiempo, los microorganismos podrían haber sufrido una mortalidad grande al no poder ser capaces de consumir el carbono recalcitrante e intermedio (no se reducen estas fracciones de carbono en T5). De esta manera pudo haber suficiente carbono lábil como para que los microorganismos remanentes pudiesen proliferar en las quemas más severas, pudiendo alcanzar valores de biomasa parecidos a las quemas menos severas en T0, hasta producirse la escasez de carbono lábil y experimentar el mismo proceso de reducción que en las quemas menos severas. Los cambios en la respiración y CMC pueden estar relacionados con las reducciones de carbono lábil porque su disponibilidad determina las tasas de mineralización del carbono (Hamman et al., 2008). Girona-García et al. (2019) observó un incremento del COS un año después de la quema, pero se produjo una reducción drástica del CM, atribuyéndolo a que las formas del carbono eran más recalcitrantes. El CMC también puede ser un indicador de esta reducción de actividad, dado que también presenta valores reducidos y estables tras cinco meses.

Efectos similares en la reducción de la biomasa microbiana y respiración microbiana y aumento del  $qCO_2$  tras un periodo de tiempo después del fuego, fueron descritos también por Almendros et al. (1990), Pietikäinen J (1995), D'Ascoli et al. (2005) y Fontúrbel et al. (2012), atribuyéndolo a la inmovilización microbiana y al consumo de nutrientes y materiales fácilmente biodegradables liberados tras la quema y cambios en el input de nutrientes por eliminación de la cubierta vegetal. También se han observado efectos contrarios, como es el caso de De Marco et al. (2005), quienes encontraron un ascenso de la respiración y  $qCO_2$  en una maquia mediterránea tres meses después de

una quema experimental, atribuyéndolo a cambios en el contenido de humedad, de disponibilidad de nutrientes y de carbono soluble.

Hernández et al. (1997) estudió los efectos del fuego en los mismos parámetros microbiológicos estudiados tras nueve meses de un fuego en un suelo de bosque de pino mediterráneo. Se produjo una reducción de la biomasa (50-80%) atribuyendo la no recuperación a que el clima semiárido con altas temperaturas y poca lluvia promovía el consumo rápido del carbono lábil. En el caso de la proporción Cmic/Corg también se produjo una reducción, proponiendo como causa la baja cantidad de materia orgánica biodegradable. Esto puede ser una explicación a la reducción de carbono lábil. La respiración también se redujo, encontrando una correlación positiva entre la esta y el carbono lábil.

## 4.4 Atributos físicos

### 4.4.1 Repelencia al agua del suelo

La repelencia al agua en el suelo puede encontrarse en ecosistemas de forma natural o inducida por el fuego y es producida por la materia orgánica del suelo (Debano, 2000; S. H. Doerr et al., 2000; Santín y Doerr, 2016; Zavala y Celis, 2014). Varias son sus causas, como el recubrimiento de las partículas minerales con productos microbianos hidrofóbicos o lixiviados procedentes de materiales orgánicos, una desecación irreversible de la materia orgánica, pero en el caso de incendios es producida por la vaporización de materia orgánica y posterior condensación de sustancias hidrofóbicas en las superficies más frías de algunas partículas minerales (Neary et al., 2005).

Normalmente el fuego puede producir dos efectos: un incremento de la hidrofobicidad tras el fuego, aumentando la existente o generándola por combustión parcial de la MOS, o una destrucción por oxidación en superficie y/o desarrollo en capas más profundas por translocación de sustancias hidrofóbicas (S. H. Doerr et al., 2000; Giovannini y Lucchesi, 1983; Jordán et al., 2010; J. Mataix-Solera et al., 2011). También, en zonas donde el suelo es naturalmente repelente y después de fuegos de escasa severidad, se han observado solo efectos ligeros del fuego en esta propiedad, por permanecer por debajo del umbral de su destrucción (Stefan H. Doerr et al., 1996).

Los parámetros que condicionan la magnitud de la repelencia son: la severidad del fuego que determina la profundidad a la que llega la capa hidrofóbica y condiciona la posible destrucción de la MOS que puede producirla, el tipo y cantidad de materia orgánica, los gradientes de temperatura del suelo mineral superior, la textura, y la humedad del suelo

que afecta a la translocación de las sustancias hidrofóbicas dado que condiciona la transmisión de calor y el desarrollo de los gradientes de temperatura pronunciado (S. H. Doerr et al., 2000; Neary et al., 2005).

En nuestro trabajo se observa un comportamiento diferencial de la repelencia al agua determinada por la severidad del fuego. Se observan dos efectos muy diferenciados, el incremento de la repelencia en las quemaduras más severas y la reducción en las menos severas. En el caso de las más severas, se observan los dos efectos habituales, el desarrollo de una capa repelente en profundidad y eliminación casi completa en superficie en el caso de HL y un incremento en superficie en el caso de HS. Los resultados de HL coinciden con aquellos observados por DeBano et al (1976), donde los materiales orgánicos fueron traslocados hacia abajo después de una quema experimental, y la repelencia fue parcialmente destruida en la capa más superficial. Observaron que la translocación de las sustancias hidrofóbicas orgánicas y la repelencia resultante depende de cambios en su polaridad y estado de oxidación.

Las relaciones entre temperatura y repelencia al agua fueron explicadas de la siguiente forma por (DeBano, 2003): por debajo de 175 °C se producen cambios pequeños; entre 175 °C y 200 °C se produce una repelencia intensa; entre 280 °C y 400 °C se produce su destrucción. Concretamente, la volatilización puede comenzar a producirse en torno a los 100 °C (Jordán, González, et al., 2010). En suelos naturalmente repelentes, el fuego puede tener un efecto limitado si las temperaturas del suelo se mantienen por debajo del umbral de destrucción de la repelencia (Stefan H. Doerr et al., 1996).

En nuestras quemaduras de mayor severidad, se alcanza en superficie ese umbral de destrucción de la repelencia, de 280 °C a 400 °C, sin embargo se observa que se desarrolla una fuerte repelencia en la capa superficial o en la profunda en función de la duración de la quema, hecho que ya fue documentado por (S. H. Doerr et al., 2000) y, previamente, por (DeBano y Krammes, 1966), que encontraron que la repelencia puede ser intensificada o destruida por el régimen de temperatura extremo existente durante un incendio en función del tiempo: 480-540 °C durante 25 minutos son suficientes para destruirla en superficie, mientras que en torno a 200 °C durante 10 minutos puede intensificarla. En esta misma línea, (Jordán, González, et al., 2010) hallaron que temperaturas de 250-350 °C durante 20 minutos eran suficientes para destruir por completo la repelencia al agua. Así pues, el hecho de que en nuestras quemaduras de alta severidad (HL y HS) se desarrolle o no hidrofobicidad en superficie depende más del tiempo de quemado (12 o 24 minutos) que de la propia temperatura alcanzada. En la quema HS, la alta temperatura pero el poco tiempo de residencia habría permitido el desarrollo de una repelencia en superficie que en la quema HL se habría destruido por

la duración de las altas temperaturas. El proceso que explica la formación de la capa hidrofóbica en profundidad en HL es la vaporización de las sustancias orgánicas en superficie, que en fase gaseosa se difunden a capas más profundas en función de los gradientes de temperatura, hasta que encuentran capas más frías donde condensar (DeBano, 1981). En el continuo de la combustión del BC, supondría compuestos orgánicos con estructuras con baja reactividad y tamaño de partícula submicrométrica (Masiello, 2004). Comparadas con el carbón suponen partículas más pequeñas debido a que provienen de la unión de sus precursores en fase gaseosa (Cachier et al., 1995). El hollín es el producto secundario condensación procedente de los gases calientes de las llamas (DeBano, 1981). DeBano (1981) también señaló la formación de esta capa dependía más de la existencia de un gradiente de temperatura pronunciado que de la temperatura absoluta que puede llegar a alcanzarse, ya que las sustancias vaporizadas se mueven en función de estos gradientes, en un proceso similar a una destilación. Además, para fijar la sustancia hidrofóbica y causar repelencia extrema, tiene que haber un calentamiento adicional después de la condensación (Savage et al., 1968). Tan solo la quema HL en profundidad presenta, además de un fuerte gradiente de temperaturas, un tiempo elevado por encima de 50 °C en profundidad, por lo que éstas serían las razones del desarrollo de la fuerte repelencia que se observa en la capa de 1 a 3 cm de los bloques sometidos a estas quemas.

También hay que tener en cuenta que cuando hablamos de superficie, hablamos de una profundidad de hasta 1 cm, por lo que la capa hidrofóbica superficial que se observa en HS no tiene que estar necesariamente en la superficie y puede haber migrado en profundidad, aunque en menor medida que en HL. Esto explicaría por qué en las quemas HS también aumenta la hidrofobicidad en la capa de 1 a 3 cm, sugiriendo que también se ha podido producir una cierta migración de sustancias hidrofóbicas, pero en menor medida que en HL, por el menor tiempo de residencia del fuego.

En el caso de las quemas menos severas, la reducción de la hidrofobicidad natural es más inexplicable, dado que no se alcanza el umbral de temperatura al que se produce su destrucción. Jordán et al. (2010) observó una destrucción de la repelencia natural en superficie y en menor medida en profundidad, pero esto sucedió tras alcanzar los 420 °C, y se han citado con anterioridad trabajos que apuntan a temperaturas más altas que las alcanzadas en nuestro caso para que se produzca una reducción efectiva de la hidrofobicidad natural. Además, la pérdida de repelencia en estas quemas parece independiente del tiempo de residencia de las altas temperaturas, ya que se observa prácticamente por igual en las quemas LL y LS. Hay que tener en cuenta que la repelencia natural al agua de los suelos estudiados es relativamente baja, con

solamente alrededor de un 25% de las muestras que tienen un tiempo de penetración de la gota de agua de entre 600 y 900 s. Ello sugiere una baja concentración de sustancias hidrofóbicas en el suelo que, a pesar de no haberse alcanzado temperaturas muy elevadas, podría haberse visto significativamente afectada por el fuego. En estas muestras, además, la migración de estos componentes hidrofóbicos hacia capas más profundas no parece haberse producido, ya que no se aprecia un incremento de la repelencia al agua en las capas de 1 a 3 cm.

Anteriormente se ha señalado que la repelencia es producida por la MOS. Girona-García et al. (2018) observó en el control una repelencia alta variando de fuertemente a extremadamente repelente, que fue reducida tras el fuego a ligeramente repelente en 0-1 cm, encontrando una relación entre el incremento de la SWR y la pérdida de COT y atribuyendo este efecto a la destrucción de la SOC hidrofóbica natural. Sin embargo, en la mayoría de nuestras quemas, en el COT no se producen cambios en su cantidad que puedan explicar los cambios de hidrofobicidad en relación al carbono orgánico. Aunque en su análisis de regresión, Girona-García et al. (2018) observó que la cantidad de COT no explicaba la variabilidad de SWR en las muestras, nada más quemar y tras seis meses, sugiriendo que la calidad de la MOS y sus cambios inducidos por el fuego podrían ser causantes también de la variabilidad. Otros autores también han señalado que calidad de la MOS es más importante que su cantidad en la SWR (Badía-Villas et al., 2014; Wallis y Horne, 1992). Sin embargo, en este estudio tampoco existe una relación clara entre la SWR y la calidad de la MOS. Parece existir una correlación de  $R=0,6$  entre la persistencia e intensidad de la repelencia y el carbono lábil, pero no explicaría la reducción de SWR en HL en superficie, dado que este tipo de quema presenta el mayor incremento de carbono lábil como efecto del fuego. En el caso de la fracción recalcitrante, tampoco parece existir esta relación, dado que en todos los tipos de quema es reducido tras el fuego, aunque hay que tener en cuenta el problema de estimación de este parámetro.

Por otro lado, Zheng et al. (2016) sugirió que más que por el contenido o calidad, la SOM puede jugar un papel más importante en cuanto a su distribución entre los distintos tamaños de agregado en el comportamiento de la SWR. Girona-García et al. (2018) encontró que las reducciones de repelencia como efecto directo del fuego se produjeron en las fracciones <0,25 mm a 2 mm, pero no en agregados de mayor tamaño. En nuestro caso, la repelencia desaparecía si triturábamos y tamizábamos las muestras hasta estos tamaños, lo que sugiere su carácter de revestimiento.

A los cinco meses, se observa una reducción general de la repelencia, efecto habitual cuando se produce o incrementa la repelencia por efecto del fuego (Bodí et al., 2013),

observado por Bodí et al. (2013), Hubbert y Oriol (2005), Reeder y Jurgesen (1979) y Jordán et al. (2014). Esta reducción puede ser causada por la continua humectación de los bloques en el invernadero, por la transformación química de las sustancias orgánicas que ocasionan la repelencia y/o por un efecto de consumo microbiano.

Cabe destacar, en este sentido, que los suelos pueden perder su repelencia durante periodos húmedos largos (S. H. Doerr et al., 2000) por reorientación de las moléculas anfifílicas que revisten los componentes sólidos. Además, la oxidación de la MOP hidrofóbica en superficie puede hacer que sea transferirla a la solución del suelo (Jordán, González, et al., 2010; Velasco-Molina et al., 2016), donde un flujo de agua regular puede eliminarla por lavado (Granged et al., 2011; Macdonald y Huffman, 2004). Teniendo en cuenta que las muestras tenían un riego diario durante los 5 meses posteriores a la quema, la humectación y el lavado pueden haber tenido una influencia significativa en la reducción de la repelencia al agua. Por otro lado, pese a que el hollín es el tipo de COP más refractario en el continuo de combustión, puede reaccionar con oxidantes atmosféricos, creando grupos de ácido carboxílico en el exterior de las estructuras aromáticas, que son hidrofílicos, de manera que pueda ser solubilizado con relativa rapidez, por ejemplo en unos treinta minutos después de su formación, en presencia de 50 ppb de ozono (Masiello, 2004).

Por otro lado, puede haber habido una influencia de la mineralización de las sustancias hidrofóbicas en aquellas muestras más repelentes. Anteriormente se ha comentado que parece no existir una relación entre la repelencia al agua y las distintas fracciones de carbono orgánico, sin embargo, sí que existen correlaciones positivas entre algunos parámetros microbianos y el ETOH, concretamente una  $R= 0,6$  para el  $C-CO_2$  respirado y  $qCO_2$  y  $R= 0,5$  para el CMC. La biomasa microbiana genera sustancias hidrofóbicas como lípidos y grasas que incorporan a su biomasa y cuando mueren, estas sustancias hidrofóbicas pueden incorporarse al suelo (Jiménez-Pinilla et al., 2016). Sin embargo, su propia actividad metabólica es capaz de mineralizar una fracción de la MOP hidrofóbica (Hallett, 2008; Jordán et al., 2014), particularmente después de los procesos descritos con anterioridad de reorientación molecular y carboxilación de estructuras aromáticas del Black Carbon. Un ejemplo de ello es la inoculación de comunidades microbianas en suelos repelentes al agua como método de remediación. Concretamente Lowe et al. (2019) observaron que la actividad microbiana fue necesaria para la eliminación de la repelencia en un suelo severamente repelente y que la aplicación de tan solo tratamientos físicos hubieran sido insuficientes para la eliminación permanente de la repelencia.

## 5. Conclusiones

Como conclusiones de este trabajo, el análisis de los resultados obtenidos permite afirmar que:

1. Los distintos tipos de quemas realizadas en condiciones experimentales permiten estudiar la respuesta del suelo frente a distintos grados de severidad, habiéndose conseguido reproducir en condiciones controladas desde quemas de impacto muy leve hasta quemas que han afectado profundamente el suelo.
2. La mayoría de los efectos del fuego que se han observado en la capa superficial de 0-1 cm de espesor no se han observado, o han sido observados con mucha menos intensidad, en la capa subsuperficial de 1 a 3 cm de profundidad, y fundamentalmente en el caso de quemas a alta temperatura y/o de larga duración.
3. Esto apoya la necesidad, en este tipo de trabajos, de proceder a la toma de muestras siempre de forma finamente estratificada, ya que la toma de muestras de mayor espesor desde la superficie del suelo tiende a diluir las posibilidades de detectar los efectos del fuego.
4. El análisis de componentes principales ha revelado que, a pesar de que los bloques quemados muestran unas características muy distintas entre ellos justo después del fuego, causadas por la severidad de la quema, estas diferencias tienden a desaparecer en el plazo de estudio de 5 meses, y desaparecen prácticamente por completo en la capa de 1-3 cm de profundidad.
5. El fuego afecta tanto a la cantidad como a la calidad de la materia orgánica del suelo. En términos cuantitativos, ha causado una notable pérdida de materia orgánica solamente en la capa superficial de los bloques quemados a mayor severidad, pero en términos cualitativos ha causado un incremento en las cantidades de carbono lábil y una reducción en las cantidades de carbono recalcitrante.
6. Uno de los impactos más notables del fuego ha sido la eliminación casi total de la biomasa microbiana en los bloques quemados a alta temperatura, mientras que no se ha detectado ningún tipo de efecto sobre la biomasa microbiana de los bloques quemados a baja temperatura.
7. La liberación de carbono lábil con el paso del fuego y los efectos de la temperatura sobre la biomasa microbiana permiten explicar por qué los bloques quemados a severidades intermedias presentan una elevada actividad

microbiana justo después de la quema, mientras que la actividad es mucho menor en los bloques quemados a alta severidad.

8. El suelo bajo cubierta de erizón presentaba antes del fuego una leve repelencia natural al agua, que se elimina por efecto de las quemas de baja severidad. Por el contrario, en quemas más severas se desarrolla una repelencia muy notable en la capa superficial o subsuperficial, en función del tiempo de quema.
9. A los cinco meses de la quema, la repelencia al agua se reduce de forma muy significativa en todas las muestras, particularmente en las que habían desarrollado una fuerte hidrofobicidad inducida por el fuego. Esta reducción de la repelencia al agua puede ser explicada por una reorientación de las moléculas orgánicas anfífilas por la humectación continua del suelo, por una carboxilación parcial de las estructuras aromáticas de los revestimientos hidrófobos, que puede conllevar su eliminación por lavado, o bien por el efecto del ataque microbiano sobre estas sustancias.

## 6. Bibliografía

- Alados, P., Komac, B., Gartzia, M., Villellas, J., Reiné, R., & L, C. (2018). Assessment of prescribed fire and cutting as means of controlling the invasion of sub-alpine grasslands by *Echinopartum horridum*. *Applied Vegetation Science*, v. 21(2), 198–206–2018 v.21 no.2. <https://doi.org/10.1111/avsc.12354>
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Farguell, J., & Úbeda, X. (2016). Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment*, 572, 1329–1335. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.115>
- Alexis, M. A., Rasse, D. P., Rumpel, C., Bardoux, G., Péchot, N., Schmalzer, P., Drake, B., & Mariotti, A. (2007). Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem. *Biogeochemistry*, 82(2), 201–216. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9063-1>
- Almendros, G., González-Vila, F. J., & Martín, 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(3).
- Anderson, J. P. E. (1982). Soil Respiration. *Institut Fur Bodenbiologie*, 9(9), 831–871. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c41>
- Armas-Herrera, Cecilia M., Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., & Mora. (2018). Short-term and midterm evolution of topsoil organic matter and biological properties after prescribed burning for pasture recovery (Tella, Central Pyrenees, Spain). *Land Degradation and Development*, 29, 1545–1554.
- Armas-Herrera, Cecilia María, Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., & Porta, J. (2016). Immediate effects of prescribed burning in the Central Pyrenees on the amount and stability of topsoil organic matter. *Catena*, 147, 238–244. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.016>
- Armas-Herrera, Cecilia María, Pérez-Lambán, F., Badía-Villas, D., Peña-Monné, J. L., González-Pérez, J. A., Picazo Millán, J. V., Jiménez-Morillo, N. T., Sampietro-Vattuone, M. M., & Gracia, M. A. (2019). Pyrogenic organic matter from palaeo-fires during the Holocene: A case study in a sequence of buried soils at the Central Ebro Basin (NE Spain). *Journal of Environmental Management*, 241(September 2018), 558–566. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.104>
- Arocena, J. M., & Opio, C. (2003). Prescribed fire-induced changes in properties of sub-

- boreal forest soils. *Geoderma*, 113(1–2), 1–16. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00312-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00312-9)
- Badía-Villas, D., González-Pérez, J. A., Aznar, J. M., Arjona-Gracia, B., & Martí-Dalmau, C. (2014). Changes in water repellency, aggregation and organic matter of a mollic horizon burned in laboratory: Soil depth affected by fire. *Geoderma*, 213, 400–407. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.038>
- Badía, D., Aguirre, J. A., Martí, C., & Márquez, M. A. (2013). Sieving effect on the intensity and persistence of water repellency at different soil depths and soil types from NE-Spain. *Catena*, 108, 44–49. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.02.003>
- Badia, D., & Marti, C. (2003). Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management*, 17(1), 23–41. <https://doi.org/10.1080/15324980390169046>
- Baldock, J. A., & Smernik, R. J. (2002). Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry*, 33(9), 1093–1109. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00062-1](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00062-1)
- Bárcenas-Moreno, G., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., & Bååth, E. (2011). Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology and Fertility of Soils*, 47(3), 261–272. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0532-2>
- Bartolomé, J., Plaixats, J., Fanlo, R., & Boada, M. (2005). Conservation of isolated Atlantic heathlands in the Mediterranean region: Effects of land-use changes in the Montseny biosphere reserve (Spain). *Biological Conservation*, 122(1), 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.024>
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X., & Martin, D. (2012). Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma*, 191, 3–13. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.004>
- Beringer, J., Hutley, L. B., Tapper, N. J., & Cernusak, L. A. (2007). Savanna fires and their impact on net ecosystem productivity in North Australia. *Global Change Biology*, 13(5), 990–1004. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01334.x>
- Bernués, A., Rodríguez-Ortega, T., Ripoll-Bosch, R., & Alfnes, F. (2014). Socio-cultural and economic valuation of ecosystem services provided by Mediterranean mountain agroecosystems. *PLoS ONE*, 9(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102479>
- Bird, M. I., Wynn, J. G., Saiz, G., Wurster, C. M., & McBeath, A. (2015). The pyrogenic

- carbon cycle. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 43(February), 273–298. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-060614-105038>
- Bodí, M. B., Martin, D. A., Balfour, V. N., Santín, C., Doerr, S. H., Pereira, P., Cerdà, A., & Mataix-Solera, J. (2014). Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*, 130, 103–127. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.12.007>
- Bodí, M. B., Martin, D., Balfour, V., Santín, C., Doerr, S., Pereira, P., Cerdà, A., & Mataix-solera, J. (2014). Earth-Science Reviews Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth Science Reviews*, 130, 103–127. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.12.007>
- Bodí, M. B., Muñoz-Santa, I., Armero, C., Doerr, S. H., Mataix-Solera, J., & Cerdà, A. (2013). Spatial and temporal variations of water repellency and probability of its occurrence in calcareous Mediterranean rangeland soils affected by fires. *Catena*, 108, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.04.002>
- Borgogni, F., Lavecchia, A., Mastrolonardo, G., Certini, G., Ceccherini, M. T., & Pietramellara, G. (2019). Immediate- and Short-term Wildfire Impact on Soil Microbial Diversity and Activity in a Mediterranean Forest Soil. *Soil Science*, 184(2), 35–42. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000250>
- Cachier, H., Liousse, C., Buat-Menard, P., & Gaudichet, A. (1995). Particulate content of savanna fire emissions. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 22(1–2), 123–148. <https://doi.org/10.1007/BF00708185>
- Campbell, C. A., Paul, E. A., Rennie, D. A., & Mccallum, K. J. (1967). Applicability of the carbon-dating method of Analysis To Soil Humus Studies. *University of Saskatchewan*, 1–10.
- Campbell, G. ., Jungbauer, J. ., Bristow, K. ., & Hugerford, R. . (1995). Soil temperature and water content beneath a surface fire. *Soil Science*, 159(6).
- Canals, R. M., & Sebastià, M. T. (2000). Analyzing mechanisms regulating diversity in rangelands through comparative studies: A case in the southwestern Pyrennees. *Biodiversity and Conservation*, 9(7), 965–984. <https://doi.org/10.1023/A:1008967903169>
- Carreira, J. A., & Niell, F. X. (1995). Mobilization of nutrients by fire in a semiarid gorse-scrubland ecosystem of Southern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 9(1), 73–89. <https://doi.org/10.1080/15324989509385875>
- Cerdà, A., Bodí, M. B., & Hevilla-Cucarella, E. (2007). Erosión del suelo en plantaciones

- de cítricos en laderas: Valle del riu Canyoles, Valencia. *Agroecología*, 2(0), 85–91.
- 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(4), 423–437. <https://doi.org/10.1071/WF05044>
- Cerdà, A., & Mataix-Solera, J. (2011). Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. València: Universitat de València, 529 p. *Treballs de La Societat Catalana de Geografia*, 71(72), 305–309.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, 143(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Certini, G., Nocentini, C., Knicker, H., Arfaioli, P., & Rumpel, C. (2011). Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma*, 167–168, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.005>
- Chafer, C. J., Noonan, M., & Macnaught, E. (2004). The post-fire measurement of fire severity and intensity in the Christmas 2001 Sydney wildfires. *International Journal of Wildland Fire*, 13(2), 227–240. <https://doi.org/10.1071/WF03041>
- Choromanska, U., & Deluca, T. . H. (2002). Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *University of Montana*, 34, 263–271.
- 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(1), 232–238. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.651232x>
- Conant, R. T., Ogle, S. M., Paul, E. A., & Paustian, K. (2011). Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(3), 169–173. <https://doi.org/10.1890/090153>
- D'Ascoli, R., Rutigliano, F. A., De Pascale, R. A., Gentile, A., & De Santo, A. V. (2005). Functional diversity of the microbial community in Mediterranean maquis soils as affected by fires. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 355–363. <https://doi.org/10.1071/WF05032>
- De la Rosa, J. M., González-Pérez, J. A., González-Vázquez, R., Knicker, H., López-Capel, E., Manning, D. A. C., & González-Vila, F. J. (2008). Use of pyrolysis/GC-MS combined with thermal analysis to monitor C and N changes in soil organic matter from a Mediterranean fire affected forest. *Catena*, 74(3), 296–303.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.03.004>

- De Marco, A., Gentile, A. E., Arena, C., & De Santo, A. V. (2005). Organic matter, nutrient content and biological activity in burned and unburned soils of a Mediterranean maquis area of southern Italy. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 365–377. <https://doi.org/10.1071/WF05030>
- DeBano, L. F. (1991). The effect of fire on soil properties. *General Technical Report - US Department of Agriculture, Forest Service, INT-280*, 151–156.
- DeBano, L. F. (2000). Water repellency in soils: A historical overview. *Journal of Hydrology*, 231–232, 4–32. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00180-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00180-3)
- DeBano, L. F. (1981). *Water Repellent Soils: a state-of-the-art* (Vol. 46). [https://doi.org/10.1007/978-3-030-01806-1\\_18](https://doi.org/10.1007/978-3-030-01806-1_18)
- DeBano, L. F. (2003). The role of fire and soil heating on water repellency. *Soil Water Repellency: Occurrence, Consequences, and Amelioration*, 232, 193–202. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-51269-7.50020-5>
- DeBano, L. F., & Krammes, J. S. (1966). Water repellent soils and their relation to wildfire temperatures. *International Association of Scientific Hydrology. Bulletin*, 11(2), 14–19. <https://doi.org/10.1080/02626666609493457>
- DeBano, L. F., Savage, S. M., & Hamilton, D. A. (1976). The Transfer of Heat and Hydrophobic Substances During Burning. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40, 3–6.
- Diaz-Raviña, M., Prieto, A., Acea, M. J., & Carballas, T. (1992). Fumigation-extraction method to estimate microbial biomass in heated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 24(3), 259–264. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90227-O](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90227-O)
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & Walsh, R. P. D. (2000). Soil water repellency: Its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth Science Reviews*, 51(1–4), 33–65. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(00\)00011-8](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(00)00011-8)
- Doerr, Stefan H. (1998). Short communication on standardizing the “water drop penetration time” and the “molarity of an ethanol droplet” techniques to classify soil hydrophobicity: A case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23, 663–668. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Short+communication+on+standardizing+the+'water+drop+penetration+time'+and+the+'molarity'+of+an+ethanol+droplet'+techniques+to+classify+soil+hydrophobicity:+A+case+study+using+medium+textured+so>

- Doerr, Stefan H., Shakesby, R. A., & Walsh, R. P. D. (1996). Soil hydrophobicity variations with depth and particle size fraction in burned and unburned Eucalyptus globulus and Pinus pinaster forest terrain in the Agueda Basin, Portugal. *Catena*, 27(1), 25–47. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(96\)00007-0](https://doi.org/10.1016/0341-8162(96)00007-0)
- Farley, K. A., Kelly, E. F., & Hofstede, R. G. M. (2004). Soil organic carbon and water retention after conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems*, 7(7), 729–739. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0047-5>
- Fernandes, P. M., Davies, G. M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, C. R., Vega, J. A., & Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: Developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(SUPPL. 1). <https://doi.org/10.1890/120298>
- Follett, R. F., & Reed, D. A. (2010). Soil carbon sequestration in grazing lands: Societal benefits and policy implications. *Rangeland Ecology and Management*, 63(1), 4–15. <https://doi.org/10.2111/08-225.1>
- Fontúrbel, M. T., Barreiro, A., Vega, J. A., Martín, A., Jiménez, E., Carballas, T., Fernández, C., & Díaz-Raviña, M. (2012). Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities. *Geoderma*, 191, 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.037>
- Gartzia, M., Alados, C., & Pérez-Cabello, F. (2014). Assessment of the effects of biophysical and anthropogenic factors on woody plant encroachment in dense and sparse mountain grasslands based on remote sensing data. *Progress in Physical Geography*, 38(2), 201–217. <https://doi.org/10.1177/0309133314524429>
- Giovannini, G., & Lucchesi, S. (1983). *Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates*. 136(4).
- Giovannini, G., Lucchesi, S., & Giachetti, M. (1988). Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. In *Soil Science* (Vol. 146, Issue 4, pp. 255–261). <https://doi.org/10.1097/00010694-198810000-00006>
- Giovannini, G., Lucchesi, S., & Giachetti, M. (1990). Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science*, 149(6), 344–350.
- Girona-García, A., Ortiz-Perpiñá, O., & Badía-Villas, D. (2019). Dynamics of topsoil carbon stocks after prescribed burning for pasture restoration in shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain). *Journal of Environmental Management*, 233(June 2018), 695–705. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.057>

- Girona-García, A., Ortiz-Perpiñá, O., Badía-Villas, D., & Martí-Dalmau, C. (2018). Effects of prescribed burning on soil organic C, aggregate stability and water repellency in a subalpine shrubland: Variations among sieve fractions and depths. *Catena*, 166(February), 68–77. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.018>
- Goberna, M., García, C., Insam, H., Hernández, M. T., & Verdú, M. (2012). Burning Fire-Prone Mediterranean Shrublands: Immediate Changes in Soil Microbial Community Structure and Ecosystem Functions. *Microbial Ecology*, 64(1), 242–255. <https://doi.org/10.1007/s00248-011-9995-4>
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter - A review. *Environment International*, 30(6), 855–870. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>
- Granged, A. J. P., Zavala, L. M., Jordán, A., & Bárcenas-Moreno, G. (2011). Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma*, 164(1–2), 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.017>
- Guénon, R., Vennetier, M., Dupuy, N., Roussos, S., Pailler, A., & Gros, R. (2013). Trends in recovery of mediterranean soil chemical properties and microbial activities after infrequent and frequent wildfires. *Land Degradation and Development*, 24(2), 115–128. <https://doi.org/10.1002/ldr.1109>
- Halada, L., Evans, D., Romão, C., & Petersen, J. E. (2011). Which habitats of European importance depend on agricultural practices? *Biodiversity and Conservation*, 20(11), 2365–2378. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-9989-z>
- Hallett, P. D. (2008). A brief overview of the causes, impacts and amelioration of soil water repellency - A review. *Soil and Water Research*, 3(1), S21–S29. <https://doi.org/10.17221/1198-swr>
- Hamman, S. T., Burke, I. C., & Knapp, E. E. (2008). Soil nutrients and microbial activity after early and late season prescribed burns in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 256(3), 367–374. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.030>
- Hernández, T., García, C., & Reinhardt, I. (1997). Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 25(2), 109–116. <https://doi.org/10.1007/s003740050289>
- Hubbert, K. R., & Oriol, V. (2005). Temporal fluctuations in soil water repellency following

- wildfire in chaparral steeplands, southern California. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 439–447. <https://doi.org/10.1071/WF05036>
- Hyde, K., Woods, S. W., & Donahue, J. (2007). Predicting gully rejuvenation after wildfire using remotely sensed burn severity data. *Geomorphology*, 86(3–4), 496–511. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.10.012>
- Jiménez-Morillo, N. T., González-Pérez, J. A., Jordán, A., Zavala, L. M., de la Rosa, J. M., Jiménez-González, M. A., & González-Vila, F. J. (2016). Organic Matter Fractions Controlling Soil Water Repellency in Sandy Soils From the Doñana National Park (Southwestern Spain). *Land Degradation and Development*, 27(5), 1413–1423. <https://doi.org/10.1002/ldr.2314>
- Jiménez-Pinilla, P., Lozano, E., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Jordán, A., & Zavala, L. M. (2016). Temporal changes in soil water repellency after a forest fire in a Mediterranean calcareous soil: Influence of ash and different vegetation type. *Science of the Total Environment*, 572, 1252–1260. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.121>
- Johnson, D. W., & Curtis, P. S. (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: Meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140(2–3), 227–238. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00282-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00282-6)
- Jordán, A., González, F. A., & Zavala, L. M. (2010). Re-establishment of soil water repellency after destruction by intense burning in a Mediterranean heathland (SW Spain). *Hydrological Processes*, 24(6), 736–748. <https://doi.org/10.1002/hyp.7519>
- Jordán, A., Gordillo-Rivero, Á. J., García-Moreno, J., Zavala, L. M., Granged, A. J. P., Gil, J., & Neto-Paixão, H. M. (2014). Post-fire evolution of water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils: A 6-year study. *Catena*, 118, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.02.001>
- Jordán, A., Zavala, L. M., González, F. A., Bárcenas-Moreno, G., & Mataix-Solera, J. (2010). Repelencia al agua en suelos afectados por incendios: métodos sencillos de determinación e interpretación. *Actualización En Métodos y Técnicas Para El Estudio de Los Suelos Afectados Por Incendios Forestales*, January.
- Jordán, A., Zavala, L. M., Mataix-Solera, J., & Doerr, S. H. (2013). Soil water repellency: Origin, assessment and geomorphological consequences. *Catena*, 108, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.005>
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116–126.

<https://doi.org/10.1071/WF07049>

- Kleber, M. (2010). What is recalcitrant soil organic matter? *Environmental Chemistry*, 7(4), 320–332. <https://doi.org/10.1071/EN10006>
- Knicker, H., Almendros, G., González-Vila, F. J., González-Pérez, J. A., & Polvillo, O. (2006). Characteristic alterations of quantity and quality of soil organic matter caused by forest fires in continental Mediterranean ecosystems: A solid-state <sup>13</sup>C NMR study. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 558–569. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00814.x>
- Knicker, Heike. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85(1), 91–118. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9104-4>
- Knicker, Heike, Müller, P., & Hilscher, A. (2007). How useful is chemical oxidation with dichromate for the determination of “Black Carbon” in fire-affected soils? *Geoderma*, 142(1–2), 178–196. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.08.010>
- Komac, B., Kefi, S., Nuche, P., Escós, J., & Alados, C. L. (2013). Modeling shrub encroachment in subalpine grasslands under different environmental and management scenarios. *Journal of Environmental Management*, 121, 160–169. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.038>
- Komac, Benjamin, Alados, C., & Camarero, J. (2011). Influence of topography on the colonization of subalpine grasslands by the thorny cushion dwarf *Echinospartum horridum*. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 43(4), 601–611. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-43.4.601>
- Kutiel, P., & Inbar, M. (1993). Fire Impacts on Soil Nutrients and Soil Erosion in a Mediterranean Pine Forest Plantation. *CATENA*, 20, 129–139.
- Kutiel, P., & Naveh, Z. (1987). Soil properties beneath *Pinus halepensis* and *Quercus calliprinos* trees on burned and unburned mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest Ecology and Management*, 20(1–2), 11–24. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(87\)90147-2](https://doi.org/10.1016/0378-1127(87)90147-2)
- Lowe, M. A., Mathes, F., Loke, M. H., McGrath, G., Murphy, D. V., & Leopold, M. (2019). *Bacillus subtilis* and surfactant amendments for the breakdown of soil water repellency in a sandy soil. *Geoderma*, 344(March), 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.038>
- Macdonald, L. H., & Huffman, E. L. (2004). Post-fire Soil Water Repellency: Persistence and Soil Moisture Thresholds sary design life for those treatments, and indicate

- when MATERIALS AND METHODS. *Soil Science Society of America Journal*, 68(68), 1729–1734.
- Mangas, V. J., Sanchez, J. R., & Ortiz, C. (1992). Effects of a fire on runoff and erosion on Mediterranean forest soils in SE-Spain. *Pirineos*, 140(July 2019), 37–51. <https://doi.org/10.3989/pirineos.1992.v140.171>
- Marinas, A., García-González, R., Aldezabal, A., Palacio, S., & Gómez García, D. (2004). Interés ecológico y pastoral del erizón (*Echinopartum horridum* (Vahl)). *Pastos y Ganadería Extensiva. SEEP-IRNASA*, 117–122.
- Masiello, C. A. (2004). New directions in black carbon organic geochemistry. *Marine Chemistry*, 92(1-4 SPEC. ISS.), 201–213. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2004.06.043>
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., & Zavala, L. M. (2011). Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews*, 109(1–2), 44–60. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.08.002>
- Mataix-Solera, J., & Doerr, S. H. (2004). Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 118(1–2), 77–88. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00185-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00185-X)
- Mataix-Solera, Jorge. (1999). *Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración.*
- Montiel, C., & Kraus, D. (2010). Best Practices of Fire Use - Prescribed Burning and Suppression Fire Programmes in Selected Case-Study Regions of Europe. In *Best Practices of Fire Use - Prescribed Burning and Suppression Fire Programmes in Selected Case-Study Regions in Europe* (Issue October).
- Nadal-Romero, E., Otal-Laín, I., Lasanta, T., Sánchez-Navarrete, P., Errea, P., & Cammeraat, E. (2018). Woody encroachment and soil carbon stocks in subalpine areas in the Central Spanish Pyrenees. *Science of the Total Environment*, 636, 727–736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.324>
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: A review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122(1–2), 51–71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8)
- Neary, D. G., Ryan, K. C., & DeBano, L. F. (2005). Effects of Fire on Soil and Water. In *Catena* (Vol. 9, Issue 2). <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.03.011>
- Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic

- matter. *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods*, 5, 961–1010. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c34>
- Pausas, J. G., & Fernández-Muñoz, S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: From fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change*, 110(1–2), 215–226. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0060-6>
- Pietikäinen J, F. H. (1995). Pietikäinen, J., and Fritze, H., 1995. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 27(1): 101-109. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(1), 101–109.
- Prieto-Fernández, A., Acea, M. J., & Carballas, T. (1998). Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biology and Fertility of Soils*, 27(2), 132–142. <https://doi.org/10.1007/s003740050411>
- Prieto-Fernández, A., Villar, M. C., Carballas, M., & Carballas, T. (1993). Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an atlantic forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 25(12), 1657–1664. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90167-A](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90167-A)
- Rafael, C., Federico, F.-G., Pier Paolo, R., Giovanni, M., Simonetta, B., Paride, D., Vasilos P., P., Georgios, F., Anna, S., & Ioannis, I. (2011). Grazing systems and biodiversity in Mediterranean areas: Spain, Italy and Greece. *Grass and Forage Science*, 66(4), 606–606. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00820.x>
- Reeder, C. J., & Jurgesen, M. F. (1979). Fire-induced water repellency in forest soils of upper Michigan. *Fire-Induced Water Repellency in Forests Soils of Upper Michigan*, 9, 369–373.
- Reiné Viñales, R. (2017). ¿Por qué investigar los pastos del Pirineo aragonés? *Lucas Mallada: Revista de Ciencias*, 19, 9–22.
- Romanyà, J., Khanna, P. K., & Raison, R. J. (1994). *Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus*. 65, 89–103.
- Rovira, P., Duguy, B., & Vallejo, V. R. (2009). Black carbon in wildfire-affected shrubland Mediterranean soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(1), 43–52. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700216>
- Rovira, P., Romanyà, J., & Duguy, B. (2012). Long-term effects of wildfires on the biochemical quality of soil organic matter: A study on Mediterranean shrublands. *Geoderma*, 179–180, 9–19. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.011>

- Rovira, P., & Vallejo, V. R. (2002). Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: An acid hydrolysis approach. *Geoderma*, 107(1–2), 109–141. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00143-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00143-4)
- Rovira, P., & Vallejo, V. R. (2007). Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(1), 202–215. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.021>
- Saenger, A., Cécillon, L., Poulénard, J., Bureau, F., De Daniéli, S., Gonzalez, J. M., & Brun, J. J. (2015). Surveying the carbon pools of mountain soils: A comparison of physical fractionation and Rock-Eval pyrolysis. *Geoderma*, 241–242, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.12.001>
- Saiz, G., Goodrick, I., Wurster, C. M., Zimmermann, M., Nelson, P. N., & Bird, M. I. (2014). *Geoderma Charcoal re-combustion efficiency in tropical savannas*. 220, 40–45. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.019>
- Santín, C., & Doerr, S. H. (2016). Fire effects on soils: The human dimension. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696), 28–34. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0171>
- Santín, C., Doerr, S. H., Kane, E. S., Masiello, C. A., Ohlson, M., de la Rosa, J. M., Preston, C. M., & Dittmar, T. (2016). Towards a global assessment of pyrogenic carbon from vegetation fires. *Global Change Biology*, 22(1), 76–91. <https://doi.org/10.1111/gcb.12985>
- Santín, C., Doerr, S. H., Preston, C. M., & González-Rodríguez, G. (2015). Pyrogenic organic matter production from wildfires: a missing sink in the global carbon cycle. *Global Change Biology*, 21(4), 1621–1633. <https://doi.org/10.1111/gcb.12800>
- Santi, C., Doerr, S. H., Preston, C. C., & Bryant, R. A. (2013). Consumption of residual pyrogenic carbon by wildfire. *International Journal Of Wildland Fire*, 22, 1072–1077.
- Savage, S. M., Osborn, J., Letey, J., & Heaton, C. (1968). Substances Contributing to Fire-Induced Water Repellency in Soils. *Control*, 1966.
- Shakesby, R. A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105(3–4), 71–100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- Skarpe, C. (1992). Dynamics of savanna ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 3(3), 293–300. <https://doi.org/10.2307/3235754>

- Terefe, T., Mariscal-Sancho, I., Peregrina, F., & Espejo, R. (2008). Influence of heating on various properties of six Mediterranean soils. A laboratory study. *Geoderma*, 143(3–4), 273–280. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.018>
- Terefe Wondafrash, T., Mariscal Sancho, I., Gomez Miguel, V., & Espejo Serrano, R. (2005). Relationship between soil color and temperature in the surface horizon of Mediterranean soils: A laboratory study. *Soil Science*, 170(7), 495–503. <https://doi.org/10.1097/01.ss.0000175341.22540.93>
- Úbeda, X. (1998). Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo después de un incendio forestal. *Edafología*, 8, 41–49.
- Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L. R., Bernia, S., & Castellnou, M. (2005). *Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland ( Prades Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland ( Prades Mountains , north-east Spain )*. January. <https://doi.org/10.1071/WF05040>
- Ulery, A. L., Graham, R. C., & Amrhein, C. (1993). Wood-ash composition and soil ph following intense burning. In *Soil Science* (Vol. 156, Issue 5, pp. 358–364). <https://doi.org/10.1097/00010694-199311000-00008>
- Vance, E. D., Brookes, P. C., & Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 703–707. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)
- Velasco-Molina, M., Berns, A. E., Macías, F., & Knicker, H. (2016). Biochemically altered charcoal residues as an important source of soil organic matter in subsoils of fire-affected subtropical regions. *Geoderma*, 262, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.016>
- Villagra, E. S., Easdale, M. H., Giraudo, C. G., & Bonvissuto, G. L. (2015). Productive and income contributions of sheep, goat, and cattle, and different diversification schemes in smallholder production systems of Northern Patagonia, Argentina. *Tropical Animal Health and Production*, 47(7), 1373–1380. <https://doi.org/10.1007/s11250-015-0873-9>
- Walkley, A., & Armstrong Black, I. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29–38.
- Wallis, M. G., & Horne, D. J. (1992). Soil Water Repellency. *Advances in Soil Science*, 20, 92–138. <https://doi.org/10.1201/9781439843338-c7>
- Watson, C. L., & Letey, J. (1970). Indices for characterizing soil-water repellency based

- upon contact angle-surface relationships. *Soil Science Society of America Journal*, 34(6), 841–844.
- Wessel, A. T. (1988). On using the effective contact angle and the water drop penetration time for classification of water repellency in dune soils. *Earth Surface Processes and Landforms*, 13(6), 555–561. <https://doi.org/10.1002/esp.3290130609>
- WRB-IUSS. (2014). World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 106. In *World Soil Resources Reports No. 106*.
- Zavala, L. M., & Celis, R. D. E. (2014). *How wildfires affect soil properties. A brief review*. 40(2), 311–331.
- Zheng, W., Morris, E. K., Lehmann, A., & Rillig, M. C. (2016). Interplay of soil water repellency, soil aggregation and organic carbon. A meta-analysis. *Geoderma*, 283, 39–47. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.025>
- Richardson, D. M., 1998. Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge University Press, Cambridge.
- Giovannini, G (1994): The effect of fire on soil quality. En : Sala, M y Rubio, J. L. Eds. Soil erosion as a consequence of forest fires. Geoderma Ediciones, Logroño, 15-27.
- Sánchez, J. R., Mangas, V. J., Ortiz, C., y Bellot, J. (1994): Forest fire effect on soil chemical properties and runoff. En: Sala, M y Rubio, J. L. Eds. Soil erosion as a consequence of forest fires. Geoderma Ediciones, Logroño, 53-65.
- McLean, E.O., 1982. Soil pH and lime requirement. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*, 2<sup>nd</sup> edition American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, pp. 199–224.
- Kutiel, P. & Shaviv, A. (1989): Changes of soil N-P status in laboratory simulated forest fire. *Plant and Soil* 120, 57-63.
- Martínez-Fernández, J. & Díaz Pereira, E., 1994. Changes of the physical and chemical properties in a soil affected by forest fire in Sierra Larga (Murcia). En: M. Sala & J. L. Rubio (Eds.): *Soil Erosion as a Consequence of Forest Fires*, Geoderma Ediciones, Logroño, 67-68.

# Anexo: Matriz de Correlaciones

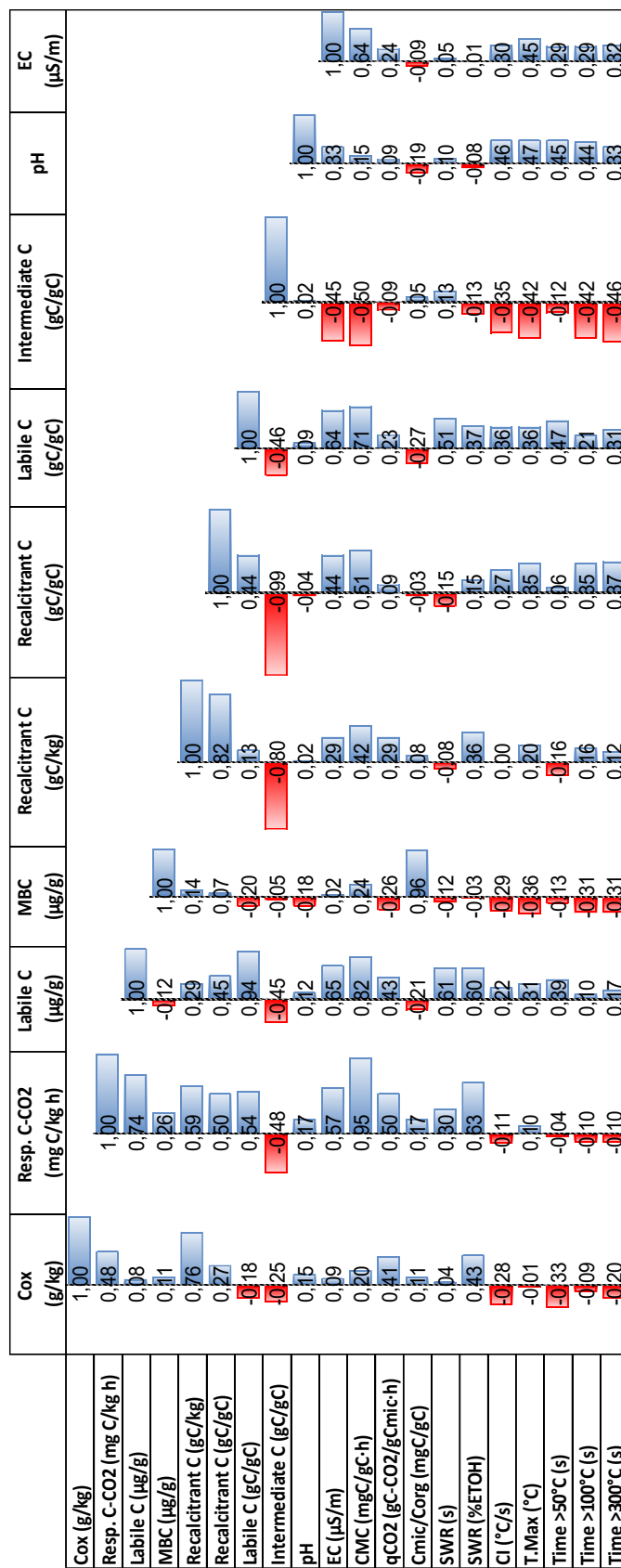


Figura 26. Matriz de Correlaciones 1. Matriz de correlaciones de las variables usadas en el Análisis de Componentes Principales.

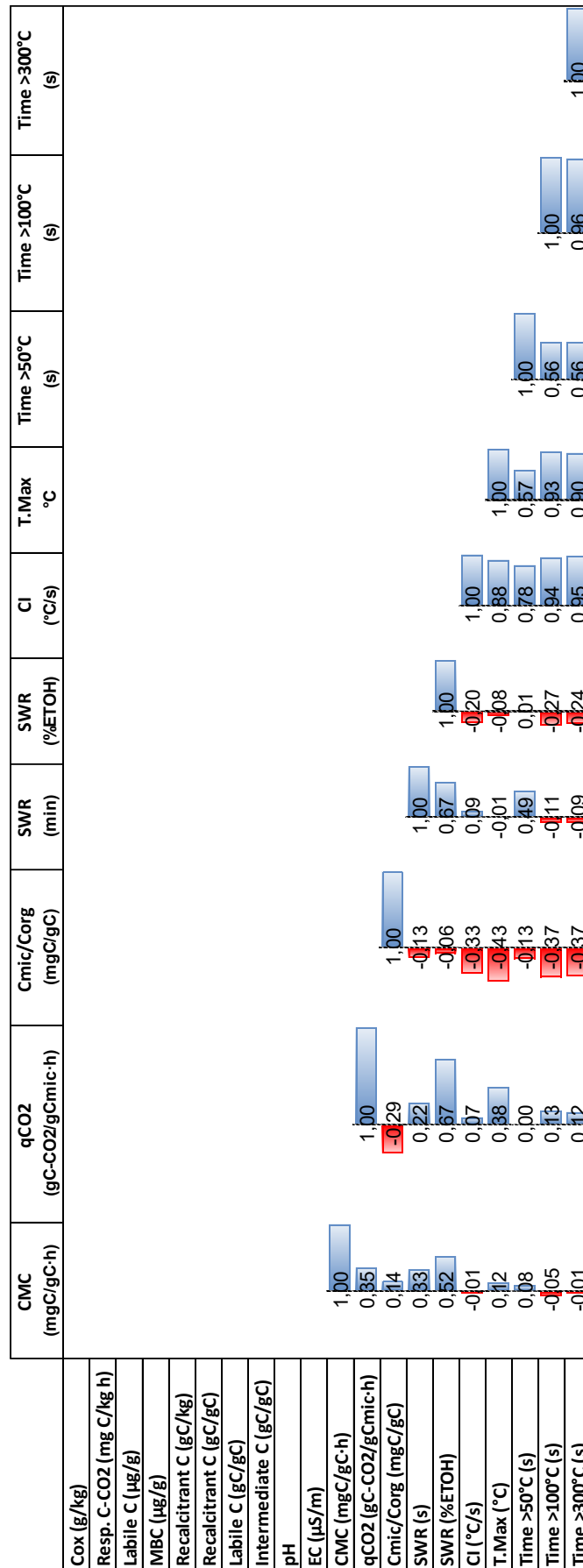


Figura 27. Matriz de Correlaciones 2. Matriz de correlaciones de las variables usadas en el Análisis de Componentes Principales.

