

Trabajo Fin de Grado

Efectos a corto plazo de la quema prescrita de erizón (*Echinopartum horridum*) sobre las propiedades físicas del suelo en Yebra de Basa (Huesca).

Short term effects of the prescribed fire of erizón (*Echinopartum horridum*) on physical soil properties in Yebra de Basa (Huesca).

Autor

Juan Esteban Piñeiro

Directores

David Badía Villas
Antonio Girona García

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

2019

Agradecimientos

Me gustaría agradecer a la gente que ha hecho posible este trabajo. A David Badía y Antonio Girona, por su dirección y ayuda en todo momento; a Rosa Poch por los análisis realizados en el Servicio de Microscopía de la Universitat de Lleida, a Belén y Asunción por su ayuda y sonrisas en el laboratorio.

Resumen

Los recientes cambios socio-económicos están conduciendo a la recolonización de los pastos por matorral, como el erizón (*Echinopartum horridum*), en el Pirineo Central. Para la recuperación de estas comunidades pascícolas, se plantean el uso de las quemaduras prescritas. Una quema prescrita consiste en el uso planificado del fuego, bajo determinadas condiciones ambientales, para conseguir un objetivo concreto, en este caso, la recuperación de pastos. En este trabajo se estudia el efecto que una quema prescrita ejerce sobre determinadas propiedades físicas del suelo en Puerto Sobás, en la localidad de Yebra de Basa, perteneciente a la comarca del Alto Gállego (Huesca). Un año después de la quema, se muestrearon monolitos de suelo tanto en la zona quemada como en una control (por triplicado). Se determinó la densidad aparente, permeabilidad, capacidad de retención de agua a saturación y a capacidad de campo y la infiltración insaturada (en 0-5 cm) del suelo, y a diferentes profundidades (0-1, 1-2, 2-3 y 3-5 cm) la persistencia de la repelencia al agua, el diámetro medio de los agregados y la estabilidad estructural de agregados; adicionalmente se ha determinado el carbono orgánico oxidable, propiedad química íntimamente relacionada con las anteriores. También se ha estudiado la micromorfología del suelo mediante láminas delgadas. La quema prescrita ha tenido efectos significativos sobre la persistencia de la repelencia al agua en el primer centímetro, la cual disminuyó tras un año de la quema y sobre la infiltración insaturada del suelo, la cual aumentó. La micromorfología estudiada revela una disminución de la macroporosidad tras la quema en favor de la microporosidad del suelo, la cual podría explicar el aumento de la infiltración. No se han encontrado variaciones significativas en el resto de propiedades estudiadas, lo que sería un indicador de la baja severidad de la quema.

Palabras clave: Carbono orgánico oxidable, estructura del suelo, infiltración, repelencia al agua, micromorfología.

Abstract

The recent socio-economic changes have caused the expansion of shrub species such as the erizón (*Echinopartum horridum*) in pasturelands of Central Pyrenees. Prescribed burning has been adopted as a tool for shrub elimination and pasture restoration. A prescribed fire consists on the planned use of fire under determined conditions to achieve a target, in this case the restoration of pasturelands. In this work, it is studied the effect of the fire on some soil physical properties in Puerto Sobás, Yebra de Basa, belonging to Alto Gállego (Huesca). One year after the burning, control and burned soil blocks were sampled (3 of each). The following soil properties were determined: bulk density, permeability, saturated water content, water holding capacity and unsaturated infiltration (in 0-5 cm), and at different depths (0-1, 1-2, 2-3 y 3-5 cm) the persistence of soil water repellency, mean weight diameter, aggregate stability and oxidizable organic carbon. The micromorphology of the soil was also studied to explain variations in the other properties. The prescribed fire showed significant effects in the persistence of soil water repellency at the first centimeter, which decreased one year after the fire. Also had effects on the infiltration, which increased. The study of the micromorphology reveals a decrease of the soil macroporosity after the fire in benefit of the microporosity, which could explain the increase of the soil infiltration. No significant variations were observed in the other soil properties, which could be an indicator of the low severity of the prescribed fire.

Keywords: Oxidizable organic carbon, soil structure, infiltration, water repellency, micromorphology.

Índice

1.	Introducción	1
1.1.	Los pastos de montaña y el proceso de matorralización.....	2
1.2.	El erizón	4
1.3.	Por qué conservar los pastos de montaña.....	5
1.4.	Quemas prescritas.....	6
1.5.	Efecto de las quemas prescritas sobre el suelo	6
1.6.	Efectos según la intensidad del fuego	8
1.7.	Efectos del fuego sobre las propiedades del suelo estudiadas	9
1.7.1.	Densidad aparente (Dap).....	9
1.7.2.	Infiltración y permeabilidad del suelo.....	9
1.7.3.	Repelencia del suelo al agua	10
1.7.4.	Estabilidad Estructural y Diámetro Medio de los Agregados	11
1.7.5.	Carbono Orgánico oxidable.....	12
2.	Justificación	12
3.	Objetivos	13
3.1.	Objetivo general	13
3.2.	Objetivos específicos.....	13
4.	Material y métodos.....	14
4.1.	Zona de estudio.....	14
4.2.	Tipo de suelo.....	14
4.3.	Quema prescrita	14
4.4.	Muestreo de suelos	16
4.5.	Metodología analítica.....	20
4.5.1.	Preparación de la muestra	21
4.5.2.	Densidad aparente.....	21
4.5.3.	Prueba del permeámetro de laboratorio	22
4.5.4.	Capacidad de retención de agua a saturación y capacidad de campo	23

4.5.5.	Infiltrómetro de minidisco	23
4.5.6.	Persistencia de la repelencia del suelo al agua (RA)	24
4.5.7.	Diámetro medio de los agregados (tamizado en seco)	25
4.5.8.	Estabilidad Estructural de Agregados	26
4.5.9.	Carbono orgánico oxidable	27
4.5.10.	Micromorfología	28
4.6.	Análisis de datos	28
5.	Resultados y discusión	29
5.1.	Densidad aparente y capacidad de retención de agua	29
5.2.	Capacidad de retención de agua a saturación y a capacidad de campo	29
5.3.	Densidad aparente (Dap)	29
5.4.	Permeabilidad del suelo mediante permeámetro de laboratorio	30
5.5.	Infiltración de los bloques mediante el Infiltrómetro de minidisco	31
5.6.	Persistencia de la repelencia del suelo al agua (RA)	33
5.7.	Diámetro medio de los agregados (DMA)	36
5.8.	Estabilidad estructural (EE)	37
5.9.	Carbono Orgánico oxidable (CO)	38
5.10.	Micromorfología mediante la impregnación de bloques de suelo	40
5.11.	Correlaciones y ACP	43
5.11.1.	Correlación	43
5.11.2.	Análisis de Componentes Principales	44
5.12.	Discusión general y resumen de resultados	46
6.	Conclusiones	47
7.	Bibliografía	48

Índice de figuras

Figura 1. Distribución del Erizón en los pirineos. Fuente: Atlas de la flora de los Pirineos.	5
Figura 2. Efectos en las propiedades biológicas, químicas y físicas del suelo según las temperaturas alcanzadas cerca de la superficie mineral del suelo y el tipo de quema inducida. Fuente: Santín y Doerr (2016).	8
Figura 3. Parcela de quema objeto de estudio en Yebra de Basa. Fuente: EPRIF Huesca, 2017	16
Figura 4. Zona de muestreo, vista de zona quemada	17
Figura 5. Muestreo de la zona control	17
Figura 6. Mapa de puntos de muestreo	17
Figura 7. Bloque control	18
Figura 8. Bloque quemado	19
Figura 9. Esquema de bloque inalterado de suelo	19
Figura 10. Valores representados de la densidad aparente (kg/m^3) en muestras control (C) y quemado (Q) en los primeros 5 cm del suelo	29
Figura 11. Valores representados de la K (mm/h) en muestras control (C) y quemadas (Q) en los primeros 5 cm del suelo	30
Figura 12. Valores representados de la conductividad hidráulica insaturada (mm/h) en bloques (C) y quemados (Q) de suelo	31
Figura 13. Rectas de infiltración normalizadas en bloques control y quemados	32
Figura 14. Valores representados de la persistencia de la repelencia al agua ($\text{Log}(s) + 10$) en muestras control (C) y quemado (Q) para cada profundidad estudiada	34
Figura 15. Valores representados de la ocurrencia (%) de la persistencia de la repelencia al agua (WDPT) en muestras control (C) y quemado (Q) para cada profundidad estudiada. Los colores representan el grado de repelencia establecido según Doerr et al. (1998).	34
Figura 16. Valores representados del diámetro medio de los agregados (mm) en muestras control (C) y quemado (Q) según las 4 profundidades estudiadas	36
Figura 17. Valores representados de la estabilidad estructural, EE (en %) en muestras control (C) y quemado (Q) según las 4 profundidades estudiadas	37

Figura 18. Valores representados del contenido en carbono orgánico oxidable (g/Kg) en muestras control (C) y quemado (Q) según las 4 profundidades estudiadas	39
Figura 19. Laminas delgadas de bloque control y quemado en Yebra de Basa	40
Figura 20. Casquetes de arena de cuarzo, angulosa, en la superficie del suelo quemado, cubriendo agregados granulares (PPL y XPL).	41
Figura 21. ACP de las propiedades estudiadas en Yebra de Basa. C=control; Q=quemado; 1= 0-1 cm; 2= 1-2 cm; 3= 2-3 cm; 4=3-5 cm.....	45

Índice de tablas

Tabla 1: Características generales de la zona de estudio y de la quema prescrita. Los análisis de temperaturas comprenden desde que se registró un incremento hasta que se estabilizaron en la fase de enfriamiento. Fuente: Girona et al., 2019.....	15
Tabla 2: Interpretación de los valores de la persistencia de la repelencia (Doerr et al., 1998).....	25
Tabla 3: Interpretación de los valores de estabilidad estructural (%EE), según el método de tamizado en húmedo de Kemper y Koch (1966).....	27
Tabla 4: Valores de la densidad aparente, la cantidad de agua retenida a saturación y la cantidad de agua retenida a capacidad de campo ($\bar{x}\pm DE$) en muestras control (C) y quemado (Q) de suelo en 0-5 cm; (n=3) para cada tratamiento	29
Tabla 5: Valores de la conductividad hidráulica insaturada (K) ($\bar{x}\pm DE$) (n=3) en bloques control (C) y quemados (Q) de suelo.....	31
Tabla 6: Valores de la persistencia de la repelencia del suelo al agua (s) ($\bar{x}\pm DE$) (n=11 para C) (n=12 para Q) en bloques control (C) y quemado (Q) en las distintas profundidades del suelo estudiadas	33
Tabla 7: Valores del diámetro medio de los agregados (mm) ($\bar{x}\pm DE$) (n=12) en muestras control (C) y quemado (Q) en las distintas profundidades del suelo estudiadas	36
Tabla 8: Valores de la estabilidad estructural (en %) ($\bar{x}\pm DE$) (n=12) en muestras control (C) y quemado (Q) en las distintas profundidades del suelo estudiadas.....	37
Tabla 9: Valores del carbono orgánico oxidable (g/kg) ($\bar{x}\pm DE$) (n=12) en muestras control (C) y quemado (Q) en las distintas profundidades del suelo estudiadas.....	38
Tabla 10: Descripción micromorfológica de láminas delgadas control (C) y quemado (Q) de Yebra de Basa.....	42
Tabla 11: Matriz de correlación entre muestras control (n=11). Profundidad 0-5 cm	43
Tabla 12: Matriz de correlación entre muestras quemadas (n=12). Profundidad 0-5 cm .	43
Tabla 13: Matriz de correlación entre muestras control y quemadas (n=23). Profundidad 0-5 cm	43

1. Introducción

El fuego es parte de la naturaleza y de la sociedad mediterránea (Mataix-Solera y Cerdà, 2009a). Ha sido una de las herramientas más antiguas usadas por el ser humano, y ello ha contribuido enormemente al desarrollo de las civilizaciones a lo largo de la historia (Gowlett, 2016). Lo podemos encontrar como un factor más tanto en ecosistemas no alterados como en aquellos que han sido modificados por la actuación del ser humano (Mataix-Solera y Cerdà, 2009a). Este fuego nos permitió modificar por primera vez el paisaje a nuestra voluntad; al principio incendiando el entorno para cazar o para eliminar la vegetación existente y posteriormente utilizándolo en nuevas prácticas agrícolas. Este desarrollo y evolución de la humanidad a través del fuego ha ejercido una importante influencia en sus interacciones con los ecosistemas, y por lo tanto también con el suelo (Santín y Doerr, 2016).

Santín y Doerr (2016) hacen una clasificación en tres categorías del fuego según sus usos pre-industriales como una herramienta aplicada a la tierra, en función del tipo de sociedad que la usa: para la caza, para el pastoreo y para fertilizar la tierra. Estos usos tradicionales del fuego se mantienen aún en la actualidad, y han sido responsables de la modificación del paisaje durante miles de años. El fuego utilizado para el pastoreo consistía en la eliminación de especies vegetales no aprovechables por el ganado, promoviendo así el crecimiento del pasto y controlando el trasiego de los animales (Santín y Doerr, 2016).

El régimen de incendios ha ido variando a lo largo de la historia, tanto por los cambios climáticos como por cambios en la fauna. Pero desde mediados del siglo XX los cambios en los regímenes de incendios van ligados al cambio socioeconómicos que se producen en las sociedades humanas (Pausas, 2012). Producto del proceso de urbanización y el éxodo rural, se dio lugar en los países más desarrollados un fenómeno de abandono de los usos y manejos agrarios tradicionales (como son el pastoreo y el uso del monte) (Cerdà y Mataix-Solera, 2009). En los paisajes de la Cuenca Mediterránea, esto se tradujo en un aumento notable del tamaño y la frecuencia de los incendios (Pausas, 2012).

1.1. Los pastos de montaña y el proceso de matorralización.

En el mundo existen pastos tanto de origen natural como agrícola, y en ambos casos pueden tener un carácter arbóreo, arbustivo o herbáceo (Ferrer et al., 2008). Los pastos se diferencian de los cultivos en que los primeros resultan de procesos complejos de los que apenas tenemos conocimiento y en que su equilibrio está asociado a periodos de utilización largos y prolongados. Son el resultado de su uso recurrente por parte de los herbívoros domésticos, por lo que se podría decir que son fruto de una coevolución pasto-herbívoro (Gómez, 2008a).

Existe una amplia terminología utilizada en España para designar los pastos. Con el fin de estandarizar dicha terminología en nuestro idioma, se creó el Nomenclátor básico de pastos (Ferrer et al., 2001). Según éste, podemos establecer qué es un pasto es: “Cualquier recurso vegetal que sirve de alimento al ganado, bien en su aprovechamiento directo del medio o bien como forraje”.

En las montañas del Pirineo, existe una vocación ganadera importante, la cual es consecuencia de la explotación ancestral durante el verano de un tipo de pastos en concreto, los pastos de puerto (Fillat, 2008; Reiné, 2008), conocidos popularmente como “puertos”. Estos son aprovechados “a diente” por parte del ganado y están ubicados en los pisos montano, subalpino y alpino del Pirineo. Son de propiedad comunal y acogen durante el estío al ganado ovino trashumante o transtermitante y al ganado mayor (Ferrer et al., 2001).

El paisaje de las montañas pirenaicas fue modificado en el pasado por la tala de bosques, el pastoreo y el fuego periódico, extendiendo así los pastos por donde antes dominaba la masa forestal. Es por ello que, en él, los pastos de montaña tienen una distribución, configuración y extensión íntimamente relacionadas con la actuación del ser humano (Gómez, 2008a).

Pero estos pastos se han visto afectados en las últimas décadas por una serie de factores. Las variaciones en su gestión, unidos a esta disminución del número de rebaños existentes, el fenómeno del abandono de la práctica del pastoreo en las zonas rurales y el cese del uso del fuego como herramienta están produciendo una recuperación paulatina de distintas especies de arbustos y árboles, desencadenado así su transformación en matorrales y bosques (Komac et al., 2013).

La transición hacia bosque comienza con una primera colonización de alguna especie herbácea dominante y posteriormente arbustiva, que puede reducir la calidad y el valor nutritivo del pasto. Algunas de estas especies son el boj (*Buxus sempervivens*), el erizón (*Echinopartum horridum*), la aliaga (*Genista scorpius*) o los enebros (*Juniperus*

communis) (Gómez, 2008b). Este proceso descrito se denomina matorralización. La expansión de estas especies leñosas de carácter nativo, son en su mayoría no aprovechables por el ganado (Van Auken, 2009), lo que supone una disminución de la capacidad de los pastos de sustentar a los herbívoros además de una transformación gradual del paisaje existente (Gómez, 2008b).

Se trata de un proceso de recuperación de la vegetación primordial o “potencial” que en las zonas del piso montano del Pirineo corresponde a bosques de caducifolios o coníferas (Gómez, 2008b). La matorralización se puede considerar, por lo tanto, como la recuperación de una perturbación antropogénica anterior (Komac et al., 2013), como fue la que ocasionó el ser humano con sus actuaciones de tala, pastoreo y fuego en las montañas para extender así los pastos (Gartzia, Alados, y Pérez-Cabello, 2014).

Hay una fecha clave que explica este proceso en los pirineos aragoneses: el año 1957, en el que se aprobó una ley de montes que prohibía la eliminación de la vegetación arbustiva de estas zonas, la *Ley de montes de 10-06-1957; BOE Nº 154*. La expansión de esta vegetación se controlaba por medio de las acciones de los pastores. El reciente interés por el control de los procesos de matorralización en zonas de montaña donde antes había pastos, ha hecho que las administraciones lleven a cabo una serie de quemadas controladas a través de las brigadas de incendios (Komac et al., 2013).

Según Gartzia et al. (2014), el 19% de los pastos por debajo de los 2100 msnm y el 24% de los pastos los entre los 1980 y 2000 msnm han sufrido procesos de matorralización en los pirineos centrales españoles, mientras que el 35% de los matorrales han sido colonizados por árboles.

Esto supone una de las mayores amenazas para la conservación de los pastos de montaña a nivel mundial (Komac, Alados, y Camarero, 2011) cuyas consecuencias más importantes se enumeran a continuación:

- El aumento de la biomasa presente hace aumentar el riesgo de incendio en la montaña (Gartzia et al., 2014).
- Ha sido relacionada numerosas veces con la alteración de la estructura y las funciones de los ecosistemas, además de poder ocasionar la reducción de la diversidad y productividad de los pastizales. Supone una amenaza por lo tanto para los servicios ecosistémicos (Komac et al., 2013; Gartzia et al., 2014).
- Altera las interacciones de facilitación – competitividad ecológica en los pastos (Komac et al., 2011).
- Pérdida de conectividad entre los pastos (Nadal-Romero et al., 2018).

Una de las especies responsables de la matorralización en el Pirineo es el erizón (*Echinopartum horridum*), una especie endémica que forma densas masas monoespecíficas que recubren grandes extensiones. Su expansión gradual supone a día de hoy una transformación progresiva del paisaje pirenaico. Además, debido a las características específicas de la planta (como sus tallos espinosos), ésta hace que disminuya la capacidad de aprovechamiento del pasto por parte del ganado (Gómez, 2008b).

Si a todo esto se le suma el efecto del cambio climático, el proceso se acaba acelerando y potenciando sus consecuencias a escala global (Komac et al., 2013). El aumento de las temperaturas de manera general aumenta la regeneración y el establecimiento del *Echinopartum horridum* en zonas que se encuentran más allá de su distribución habitual (Benito Alonso, 2006).

1.2. El erizón

El erizón (*Echinopartum horridum*) es una planta de la familia *fabaceae* (*leguminosae*) que se puede encontrar en el sur de Francia y el Norte de la Península Ibérica (De Navarra hasta Lérida). En Aragón es muy abundante por todo el Prepirineo, sobre todo en Alto Pirineo y los Somontanos. Su amplitud altitudinal abarca desde los 390 m en la Sierra de San Quílez (Huesca) hasta los 2344 m (cumbre de la Sierra de Chía, Huesca) aunque su mayor abundancia se observa entre los 1000 y 1700 m de altitud. Puede observarse esta distribución en los Pirineos en la figura 1. Su floración se produce en (junio) julio – octubre. No se encuentra en ninguna categoría de protección en la comunidad de Aragón (Instituto Pirenaico de Ecología, 2005).

Al margen de estos hábitats primarios que ocupa, el erizón aparece en la actualidad ampliamente extendido por situaciones topográficas muy distintas, desde el nivel inferior del piso montano hasta el límite superior del subalpino. En el nivel supraforestal el erizón coloniza pastos de tipo mesófilos y basófilos (Marinas et al., 2004).

Esta especie se adentra, por medio de una sucesión secundaria, en los pastos circundantes y antiguos cultivos (Lasanta-Martínez, Vicente-Serrano, y Cuadrat-Prats, 2005) en el ámbito forestal de especies como la carrasca (*Quercus ballota*), el quejigo (*Quercus cerruoides*), el pino albar (*Pinus sylvestris*) e incluso el pino negro (*Pinus uncinata*) (Instituto Pirenaico de Ecología, 2005).



Figura 1. Distribución del Erizón en los pirineos. Fuente: Atlas de la flora de los Pirineos.

En los pirineos centrales, forma densos parches monoespecíficos que cubren varias hectáreas en zonas donde solamente unas pocas especies persisten entre los espacios que esta deja libres. Existe un contraste entre la densidad de erizón que se puede encontrar en zonas de orientación sur, que están sujetas a un pastoreo muy bajo, y el que se puede observar en las que sí que son pastoreadas con frecuencia. (Komac et al., 2011).

Debido a su carácter colonizador, a su aspecto y al creciente tamaño de sus poblaciones, el erizón es rechazado por ganaderos, gestores forestales y medioambientales. No obstante, se trata de una especie que tiene diversos beneficios para los ecosistemas, ya que cumple un importante papel como protector del suelo y funciona como mediador en la colonización del bosque en la montaña (Marinas et al., 2004). Además, el erizón protege el suelo físicamente y aumenta la retención de nutrientes y de agua (Montserrat, Montserrat, y Montserrat, 1984).

Según Marinas et al. (2004), el erizón presenta un interés pastoral importante y un valor ecológico intermedio para los pastos pirenaicos. Sin embargo, en situaciones en que este matorral ha colonizado áreas pastorales de importante interés e impide su aprovechamiento de manera adecuada, hay que considerar el desbroce mecánico o preferiblemente el uso de quemas prescritas periódicas para el control de su expansión.

1.3. Por qué conservar los pastos de montaña

Aunque el pasto no es el estado original de estos ecosistemas pirenaicos, ya que fue el ser humano quien los modificó y los ha mantenido durante siglos con su trabajo, es considerada de vital importancia su conservación (Komac et al., 2013). Los pastos son ambientes que aportan importantes servicios ecosistémicos, sociales y económicos (Nadal-Romero et al., 2018). Son una importante fuente de alimento para los animales salvajes y el ganado doméstico, por lo tanto ayudan indirectamente a la economía de las

poblaciones de montaña (Villagra et al., 2015). El pastoreo de estos ambientes, además de suponer una vía de producción alimentaria segura y sostenible, emplea alrededor de un billón de personas en todo el mundo (FAO, 2009). Además, los pastos de montaña funcionan como un cortafuegos en las zonas rurales afectadas por el abandono rural, donde ayudan a reducir el riesgo de incendio (Nadal-Romero et al., 2018).

Los esfuerzos por parte de las administraciones a la hora de gestionar estas zonas de pastos que han sido abandonadas y sufren de procesos de matorralización, van encaminados hacia la recuperación de los mismos, así como de su aprovechamiento y sus valores culturales asociados (Komac et al., 2013). Su existencia en el tiempo futuro depende de la persistencia de su gestión y explotación. Actualmente constituyen la base de la ganadería extensiva y deberían considerarse un recurso “estratégico” de primer orden (Fillat et al., 2008).

1.4. Quemias prescritas

Normalmente, en cuanto al manejo de la matorralización en las zonas de pastos se plantea como posible solución una combinación del uso del pastoreo y del fuego controlado (Komac et al., 2013). Una quema prescrita consiste en el uso planificado del fuego para alcanzar diferentes objetivos bajo unas condiciones atmosféricas, de combustible y topografía determinadas (Fernandes et al., 2013). En áreas donde la media anual de precipitación es >650 mm, acciones humanas como el pastoreo y el fuego son necesarias para mantener la existencia de los pastos (Sankaran et al., 2005).

1.5. Efecto de las quemias prescritas sobre el suelo

Se sabe que las quemias pueden tener efectos sobre los suelos allí donde son aplicadas. El fuego, en función de su intensidad y duración, puede modificar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Certini, 2005). Por estas razones, las quemias prescritas deben aplicarse únicamente en las extensiones en las que sean estrictamente necesarias y bajo condiciones ambientales en las que se minimicen sus efectos sobre el ecosistema (Komac et al., 2013).

Existe una detallada y extensa revisión (Alcañiz et al., 2018) sobre cómo afectan las quemias prescritas a las distintas propiedades del suelo, hallando resultados bastante contrastados entre sí. Las quemias se realizan bajo condiciones ambientales determinadas dentro de lo que se denomina ventana de prescripción, como velocidades del viento bajas, una topografía favorable y una humedad de suelo y de combustible altas. Todo esto normalmente limita los efectos de la quema sobre el sistema edáfico (Vega, Fernández, y Fonturbel, 2005). El fuego puede alterar las propiedades del suelo directamente durante las quemias e indirectamente durante el periodo de recuperación

post-incendio. La transferencia del calor producto de la combustión de la biomasa y la necromasa sobre la superficie edáfica y la combustión de la materia orgánica tanto viva como muerta es la principal causa de los cambios directos sobre las propiedades del suelo. Los efectos directos del fuego sobre el suelo pueden ser muy heterogéneos en el espacio, debido al tiempo en el que el suelo está expuesto al calentamiento, la temperatura que alcanza, el oxígeno disponible o las características propias del suelo (Santín y Doerr, 2016). Todo esto acaba originando cambios tanto espaciales como temporales en sus propiedades, y hay que tener en cuenta que no se puede generalizar, ya que los efectos son muy variables al haber muchos factores distintos que intervienen en ellos (Mataix-Solera y Cerdà, 2009a).

Hay unos factores determinados que hacen que cada quema prescrita afecte de manera distinta al suelo. Algunas de las más importantes son: el tipo de suelo, el tipo de vegetación existente, las condiciones ambientales del lugar, la humedad del suelo, la presencia y las características de la capa de hojarasca y la duración e intensidad del fuego provocado. A su vez también es importante el mecanismo por el cual se transmite el calor en el suelo (Úbeda et al., 2005). Por ejemplo, Badía et al., 2017 señala evidencias de que el contenido en agua del suelo, ofrece una “protección” frente al fuego a algunas propiedades físicas y químicas de éste, debido a que una importante parte del calor generado en la quema se pierde al evaporar el contenido en agua.

La intensidad del fuego, su severidad y el tiempo de residencia son factores clave en los resultados finales de un incendio (Pausas, 2012). También el tipo de suelo y sus propiedades son importantes ya que no todos los suelos responden de la misma manera ante la perturbación que supone el fuego, haciendo que unos sean más vulnerables que otros a la degradación (Mataix-Solera y Cerdà, 2009a).

En Alcañiz et al. (2018) se puede observar cómo en estudios previos de los efectos de las quemas sobre el suelo, la variación de las condiciones ambientales puede hacer que los resultados finales sean muy heterogéneos. De la misma manera, en Girona, Ortiz y Badía (2019) que estudian tres quemas distintas en tres zonas del Pirineo Central con predominancia de *Echinopartum horridum*, se puede ver cómo las variaciones de las propiedades del suelo por el fuego, presentan resultados contrastados entre sí, en función del modo de aplicación del fuego y de las condiciones ambientales en las que se llevaron a cabo las quemas.

1.6. Efectos según la intensidad del fuego

En cuanto a la temperatura del fuego, al ser el suelo un mal conductor del calor, las temperaturas que se alcanzan en profundidad suelen ser bajas, aunque en superficie sean considerablemente elevadas (Jordán et al., 2010). A continuación, se expone un resumen de los efectos más importantes según la temperatura alcanzada por el fuego según Santín y Doerr (2016) sobre las distintas propiedades del suelo (plasmado en la figura 2):

- A bajas temperaturas (por debajo de los 200°C), produce variaciones principalmente en las propiedades biológicas, como la reducción de la biomasa microbiana y la destrucción de los bancos de semillas. En este rango de temperaturas también se pueden ver afectadas propiedades como la repelencia al agua y la estabilidad estructural.
- A temperaturas mayores a los 200°C las propiedades químicas se ven afectadas por medio de la combustión de la materia orgánica y la producción de componentes orgánicos pirogénicos y aumentos de pH en el suelo. Al mismo tiempo las propiedades físicas varían con las alteraciones de la repelencia al agua y la estabilidad estructural.
- A temperaturas mayores de los 350°C, se dan transformaciones de los minerales del suelo (normalmente bajo troncos o pilas de cenizas).

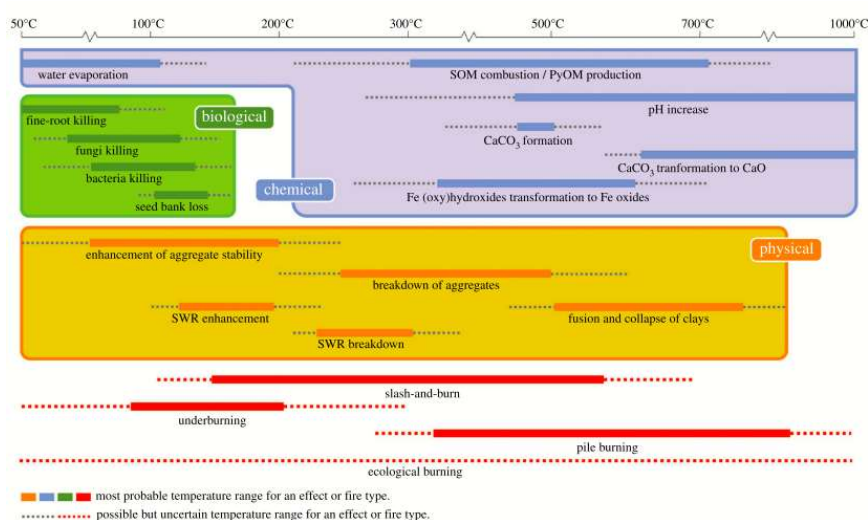


Figura 2. Efectos en las propiedades biológicas, químicas y físicas del suelo según las temperaturas alcanzadas cerca de la superficie mineral del suelo y el tipo de quema inducida. Fuente: Santín y Doerr (2016).

Todos estos cambios normalmente acaban por dar como resultado un suelo más frágil y erosionable (Santín y Doerr, 2016), lo cual provoca la pérdida de un recurso esencial para la vida y difícil de recuperar en el tiempo a escalas humanas.

1.7. Efectos del fuego sobre las propiedades del suelo estudiadas

El suelo es un pobre conductor del calor y además presenta una gran inercia térmica por lo que el fuego afecta a unos pocos milímetros o centímetros superficiales (Badía et al., 2017; Busse, Hubbert, y Moghaddas, 2014), y aunque las propiedades físicas suelen ser más estables frente al calor, el suelo puede quedar desprotegido por la desaparición de su cubierta vegetal y la hojarasca (Santín y Doerr, 2016).

A continuación, se enumeran los cambios que pueden llegar a registrar las distintas propiedades estudiadas en el presente trabajo tras el paso del fuego.

1.7.1. Densidad aparente (Dap)

En cuanto a la densidad aparente, se encuentran resultados muy heterogéneos. El fuego puede hacer que se registren valores tanto mayores que los iniciales como menores, o incluso que no se produzca cambio alguno. La variación en estos valores de la densidad aparente se producen cuando el fuego afecta a la estructura del suelo y al contenido en materia orgánica (Heydari et al., 2017). La Dap puede aumentar como resultado del colapso de los agregados organo-minerales del suelo (Giovannini, Lucchesi y Giachetti, 1988) y disminuir debido al relleno de los poros del suelo con las cenizas resultantes del fuego o minerales de arcilla liberados (Durgin y Vogelsang 1984).

Son muchos los factores que intervienen en la manera en que la densidad aparente del suelo responde al fuego, como la intensidad del fuego, su severidad, los agentes cementantes presentes, la textura, la acumulación de combustible previo y la humedad del suelo (Alcañiz et al., 2018).

1.7.2. Infiltración y permeabilidad del suelo

La infiltración es una propiedad que está relacionada íntimamente con la repelencia del suelo al agua, ya que cuando esta está presente, suele originar unas tasas de infiltración bajas (Alcañiz et al., 2018). El fuego altera el proceso de infiltración y además modifica el comportamiento hidrofílico/hidrofóbico de los suelos (Doerr y Shakesby, 2009).

La infiltración es altamente dependiente de las propiedades de la superficie del suelo. Después del paso del fuego, puede desaparecer la cubierta vegetal, y dejar el suelo desnudo ante el impacto de las gotas de lluvia, las cuales hacen que los primeros

milímetros del suelo acaben compactados y se reduzca así su capacidad de infiltración (Cerdà et al., 2009)

En numerosos estudios de quemas que se han llevado a cabo en lugares como América o África, se han registrado tanto aumentos de estas tasas ligados a fuegos de alta intensidad como disminuciones debidas a la pérdida de materia orgánica (Robichaud, 2000; Kennard y Gholz, 2001).

En las zonas mediterráneas existen pocos estudios sobre la infiltración de los suelos medidas de manera directa. Recientemente se ha detectado que en fuegos de baja intensidad no se registran diferencias significativas entre las tasas de conductividad hidráulicas de suelos control y quemados (Plaza-Álvarez et al., 2019).

1.7.3. Repelencia del suelo al agua

La repelencia del suelo al agua (también conocida como hidrofobicidad del suelo), es una propiedad que reduce la afinidad por el agua y la humectación del suelo. Su importancia radica en las consecuencias que supone para la hidrología y la geomorfología del terreno, ya que cuanto mayor es la repelencia, menor es la infiltración y por tanto mayor es la escorrentía y el riesgo de erosión hídrica (Doerr, Shakesby y Walsh, 2000).

La repelencia del suelo al agua es una propiedad que se puede encontrar presente de forma natural, pero se ha registrado que el fuego puede ser capaz de inducir y afectar a esta propiedad. Puede aumentar, reducirse o incluso aparecer después (Alcañiz et al., 2018; Jordán et al., 2010). Así pues, los efectos pueden ser muy variados en función de la temperatura alcanzada, el tiempo de residencia, el combustible, la humedad previa del suelo y el tipo de suelo (Doerr et al., 2000). La repelencia del suelo al agua puede aparecer o incrementarse a temperaturas de 200-250°C, y si la temperatura es mayor que los 300°C, esta puede llegar a ser destruida. Además, existen registros de que la repelencia del suelo al agua inducida por el fuego, puede ser el resultado de reacciones químicas que ocurren durante la quema, las cuales incrementan las interacciones entre sustancias hidrofóbicas y partículas del suelo, haciéndolas aún más hidrofóbicas. Además se puede dar lugar a un incremento o aparición de esta propiedad debido a la acumulación de las cenizas en una nueva cubierta sobre el suelo y la volatilización de compuestos orgánicos que posteriormente se condensan en los agregados del suelo (Zavala, De Celis, y Jordán, 2014), pudiendo crear incluso una nueva capa hidrofóbica en profundidad (Jordán et. al, 2010).

1.7.4. Estabilidad Estructural y Diámetro Medio de los Agregados

La estabilidad estructural y el diámetro medio de los agregados del suelo son las determinaciones más empleadas en el estudio de la estabilidad de la estructura del suelo y su nivel de resistencia a los factores externos (Jaiyeoba y Ologe, 1990).

Los agregados del suelo son cualquier asociación de manera estable de partículas individuales de igual o diferente naturaleza. Estos son producto de la organización de las partículas minerales y orgánicas del suelo, y definen la estructura del suelo (Mataix-solera et al., 2010).

La estabilidad estructural de un suelo se usa como un indicador de la estructura y de la estabilidad física del suelo (Mataix-solera et al., 2010). Es importante para evaluar la calidad del suelo, debido a que los agregados en el suelo actúan como una reserva de humedad, nutrientes y carbono orgánico (DeBano, 1990). De entre todas las propiedades de los suelos, la estructura es la que más influye en los procesos hidrológicos, biológicos y atmosféricos (Mataix-solera et al., 2010).

Los cambios que se observen en el diámetro medio de los agregados al comparar suelos quemados y control permiten analizar el efecto del calor en el tamaño de los agregados (Mataix-solera et al., 2010).

Existen estudios realizados en cuanto a agregación que muestran resultados variados en cuanto a la comparación de la estabilidad estructural en distintos suelos afectados por el fuego (Úbeda et al., 1990; Giovannini, Lucchesi, y Giachetti, 1987; Ibáñez et al., 1983). La disminución se suele atribuir a la combustión de la materia orgánica, pero existen suelos en los que la existencia de otros agentes cementantes mantiene la estructura, y el fuego no siempre alcanza severidades que afecten a esta materia orgánica (Mataix-solera et al., 2010). También pueden aparecer tendencias opuestas hallando valores superiores en los suelos quemados en comparación con los suelos controles. Esto se puede deber a que la temperatura alcanzada produce fusiones térmicas de partículas y recristalizaciones de minerales de la fracción arcilla, las cuales conforman unos agregados más resistentes (Giovannini y Lucchesi, 1997). Incluso se puede deber a la condensación de sustancias hidrofóbicas sobre los agregados (Mataix-Solera y Doerr, 2004).

Todo esto demuestra que el estudio de la estabilidad de los agregados de un suelo, debe de ir acompañada del análisis de otros parámetros como la distribución del tamaño de los agregados, el contenido en materia orgánica o la repelencia del suelo al agua, los cuales nos confieren un mayor acierto a la hora de interpretar sus resultados (Mataix-solera et al., 2010).

1.7.5. Carbono Orgánico oxidable

El carbono orgánico puede llegar a ser modificado tanto en calidad como en cantidad de manera drástica por el fuego. Su efecto depende principalmente de la intensidad y severidad del fuego (Mataix-Solera et. al., 2009).

Los efectos del fuego sobre el carbono orgánico del suelo pueden ser variados, ya que dependen de la intensidad del fuego y otros procesos del suelo. Los fuegos de baja intensidad, pueden hacer que su contenido en carbono orgánico aumente debido a la pirólisis parcial de los restos vegetales presentes. Por el contrario, los fuegos de mediana y alta intensidad, causan una disminución en él (Mataix-Solera et al., 2002).

El contenido en materia orgánica está relacionada de forma directa con el carbono orgánico del suelo (Badía y Martí, 2017), y a partir del calentamiento del suelo a 450° se produce una destrucción de más del 99% de la materia orgánica afectada, afectando por lo tanto al carbono orgánico (Zavala et al., 2014).

Esta materia orgánica del suelo se concentra en la superficie del suelo mineral, siendo muy vulnerable a la erosión una vez que la hojarasca y la cubierta vegetal han sido afectadas por el paso del fuego (Zavala et al., 2014).

2. Justificación

El suelo es un recurso considerado no renovable a corto plazo (Porta et al., 2003) y de vital importancia para la sociedad y el medio ambiente, debido a los servicios ecosistémicos que este provee (Lal, 2015). Los suelos funcionan como gestores de los recursos hídricos y de los nutrientes, por ello son clave para entender los ciclos biogeoquímicos del planeta (Cerdà y Mataix-Solera, 2009). Según (Mataix-Solera y Cerdà, 2009a) *“estudiar los suelos es estudiar el subsistema clave del Sistema Terrestre y por lo tanto el que mejor informará de los efectos ambientales del fuego”*. Por estas razones hay que conocer los riesgos que conllevan este tipo de prácticas sobre el suelo.

Las quemas prescritas presentan un interesante escenario para la investigación científica, ya que se tratan de incendios que pueden servir para conocer los cambios que se pueden producir en las propiedades del suelo, además de ayudar a entender más sobre la adaptación de los ecosistemas y sus estrategias de recuperación (Fernandes et al., 2013).

Concretamente en España, el número de incendios forestales y la superficie quemada se ha disparado en los últimos 50 años fruto de causas ya comentadas anteriormente, como el abandono del medio rural. El impacto del fuego en el suelo es un

tema trascendental para poder comprender los espacios forestales y poder realizar una gestión adecuada de ellos. La comunidad científica en España ha aportado a la comunidad internacional conocimientos de gran valor en esta área para entender el suelo y su dinámica espacial y temporal: Investigaciones basadas en el seguimiento de los incendios, o la comparación entre parcelas control y quemadas (Mataix-Solera y Cerdà, 2009b).

A modo de síntesis, es necesaria una evaluación de la situación del suelo después de la perturbación, ya que el suelo es un componente clave para el funcionamiento del ecosistema (Mataix-Solera y Cerdà, 2009a).

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

En este trabajo se pretende evaluar si han variado las propiedades físicas y químicas de un suelo tras un año de verse sometido a una quema prescrita (14/12/2016) en Puerto Sobás, en la localidad de Yebra de Basa, perteneciente a la comarca del Alto Gállego (Huesca).

3.2. Objetivos específicos

1. Comparar la variación de diversas propiedades físicas del suelo en distintas profundidades (0-1, 1-2, 2-3, 3-5 cm) analizando bloques inalterados de suelo control (bajo erizón no alterado por la quema) y bloques de suelo quemados muestreados un año después de la quema: densidad aparente (Dap), capacidad de retención de agua a saturación y a capacidad de campo, persistencia de la repelencia del suelo al agua (RA), diámetro medio de los agregados (DMA) y estabilidad estructural (EE).
2. Comparar si el fuego afecta a la permeabilidad y a la infiltración del suelo (en profundidad de 0-5 cm).
3. Relacionar las propiedades físicas de los suelos estudiadas con el contenido en carbono orgánico (CO).
4. Analizar los cambios micromorfológicos que se puedan haber producido por la quema mediante la impregnación de bloques inalterados de suelos, y la obtención e interpretación de láminas delgadas (en colaboración con la Universitat de Lleida).

4. Material y métodos

4.1. Zona de estudio

La zona de estudio del presente trabajo se emplaza en el Pirineo central de Aragón. Más específicamente en el Puerto de Sobás, en Yebra de Basa (Huesca, NE de España) donde se ha observado un acusado proceso de matorralización. Se trata de una zona en la que el uso del suelo ha sido históricamente el de pastoreo pero que en la actualidad predomina el erizón (*Echinopartum horridum*), cubriendo las zonas de pasto. Para solucionarlo se planteó la realización de una serie de quemas prescritas por parte del EPRIF de Huesca (Equipos de prevención integral de incendios forestales) con el apoyo de la BRIF (Brigadas de Refuerzo en Incendios Forestales) de Daroca, bajo la supervisión del Gobierno de Aragón.

4.2. Tipo de suelo

El suelo de esta zona de estudio está clasificado como Eutric, Endoleptic Cambisol (Loamic, Humic) (IUSS Working Group WRB, 2014). Tiene un alto contenido en materia orgánica, altos niveles de estabilidad estructural y valores neutros de pH. La textura del suelo es franco-arenosa, y el material parental consiste en conglomerados del Eoceno (Girona et al., 2019).

4.3. Quema prescrita

Las quemas objeto de estudio se realizaron a fecha de 14/12/2016. Se llevaron a cabo por parte de los equipos de prevención integral de incendios forestales (EPRIF Huesca, 2017). Se quemaron 2 parcelas de terreno delimitadas, de las cuales se muestreó para este trabajo la nº2. Esta parcela tenía una superficie de 9,062 ha (figura 3) y una cobertura de matorral de erizón del 75%, en orientación sur. (EPRIF Huesca, 2017).

La quema se realizó bajo unas características ambientales determinadas propicias para su efectividad: Ausencia de lluvias intensas antes de la quema, rango de temperaturas entre los 5°C y los 15°C, la humedad relativa del aire estaba en un 35-70% y la velocidad del viento era de 5-10 km/h (Girona et al., 2019). En la tabla 1 se recogen las características de la zona de estudio y la quema prescrita.

Tabla 1: Características generales de la zona de estudio y de la quema prescrita. Los análisis de temperaturas comprenden desde que se registró un incremento hasta que se estabilizaron en la fase de enfriamiento. Fuente: Girona et al., 2019

Zona de estudio	Puerto de Sobás (Yebra de Basa)
Altitud (msnm)	1480
Temperatura media anual (°C)	8.3
Precipitación media anual (mm)	1015
Orientación	Sur
Pendiente media (%)	5
Clasificación de suelo (IUSS WRB, 2014)	Eutric, Endoleptic Cambisol (Loamic, Humic)
Cobertura de <i>Echinopartum horridum</i> (%)	75
Fecha de la quema	Diciembre 2016
Superficie quemada (ha)	2.2
Velocidad del viento (km h ⁻¹)	10-15
Técnica de la quema	Fuego de cabecera
<u>Temperatura en la superficie del suelo</u>	
Temperatura máxima (°C)	595
Temperatura inicial (°C)	4.9
Temperatura final (°C)	10.2
<u>Tiempo de residencia de las temperaturas (min) *</u>	
< 60 °C	24.9
60-100 °C	1.33
100 - 200 °C	1.50
200 - 300 °C	0.83
300 - 400 °C	1.25
>400 °C	0.25

* Los datos obtenidos de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo durante la quema fueron registrados usando termopares de tipo K.



Figura 3. Parcela de quema objeto de estudio en Yebra de Basa. Fuente: EPRIF Huesca, 2017

La zona de muestreo se sitúa en una ladera de suave pendiente (5%). La vegetación está compuesta por un mosaico dominado por *Echinopartum horridum*, y salpicado por especies herbáceas como *Bromus erectus*, *Festuca nigrescens*, *Agrostis capillaris*, *Briza media*, *Onobrychis pyrenaica*, *Trifolium pratense* y *Trifolium repens* (Girona et al., 2019).

En la tabla 1 se puede observar como el tiempo de residencia del fuego a temperaturas $< 60\text{ }^{\circ}\text{C}$ fue de 24,9 min, haciendo de la quema predominantemente de baja intensidad.

4.4. Muestreo de suelos

La quema se llevó a cabo sobre un pastizal cubierto en su mayoría por el erizón (*Echinopartum horridum*). El muestreo se realizó el 31/10/2017 en Puerto Sobás, aproximadamente un año después de la quema prescrita. Se delimitaron dos zonas diferenciadas entre sí, en cuanto a si habían sufrido el paso del fuego o no (figura 4 y 5). De cada zona se seleccionaron 3 puntos de forma aleatoria a lo largo de un transecto lineal obteniendo así dos tipos de muestras: control (no afectados por la quema bajo erizón viejo) y quemadas. Su disposición espacial se muestra en la figura 6.



Figura 4. Zona de muestreo, vista de zona quemada



Figura 5. Muestreo de la zona control

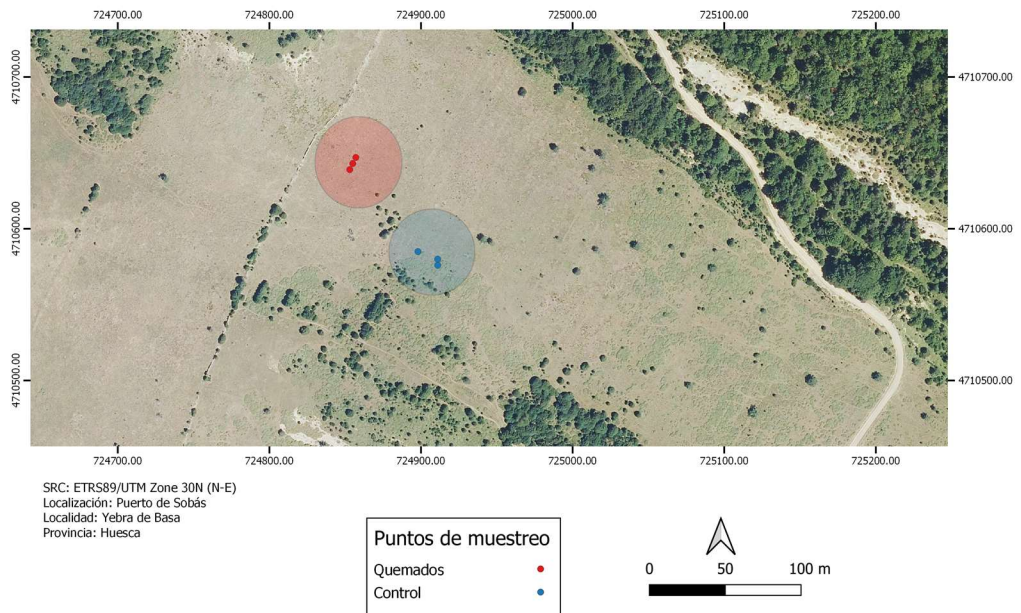


Figura 6. Mapa de puntos de muestreo

Tanto en los puntos control como en los quemados, se tomaron las siguientes muestras:

- Tres réplicas de campo de suelos control en forma de bloque inalterado, tres réplicas tomadas con anillos cilíndricos y otras tres réplicas de suelo inalteradas que se depositaron en bolsas de plástico para su transporte al laboratorio.
- Tres réplicas de campo de suelos afectados por la quema (un año después) en forma de bloque inalterado, tres réplicas tomadas con anillos cilíndricos y otras tres réplicas de suelo inalteradas que se depositaron en bolsas de plástico para su transporte al laboratorio.
- Dos réplicas de campo en forma de bloques (un suelo control y uno quemado) para realizar un análisis de su micromorfología.

Los bloques se muestrearon hasta una profundidad de 5 cm de suelo usando una pala, debido a que normalmente los cambios en el suelo producidos por las quemas prescritas se limitan al horizonte orgánico o a los primeros milímetros o centímetros (Badía et. al, 2017). Se puede observar a continuación en la figuras 7 y 8 el aspecto de dos bloques (uno control y uno quemado) que se obtuvieron en campo.



Figura 7. Bloque control



Figura 8. Bloque quemado

Posteriormente en el laboratorio y una vez realizadas las pruebas con los bloques inalterados, se procedió a su decapado por centímetros (figura 9), obteniéndose así muestra suficiente para realizar los análisis restantes y obtener una comparación de distintas propiedades del suelo en las diferentes profundidades de los bloques: Ah1 (0-1 cm), Ah2 (1-2 cm), Ah3 (2-3 cm) y Ah4 (3-5 cm).

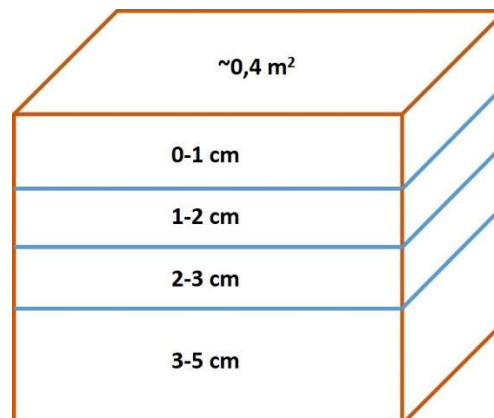


Figura 9. Esquema de bloque inalterado de suelo

Para la obtención de muestras inalteradas, se utilizó un anillo estándar de muestreo de acero de 5 cm de diámetro y 5 cm de altura, usando un martillo de goma y una pala de jardinería para insertarlo en el suelo, extraerlo y depositarlo en bolsas de plástico individuales. Posteriormente se utilizaron 6 anillos de iguales características para tomar seis muestras de suelo, pero esta vez sin sacarlas del cilindro, sellándolas y transportándolas así al laboratorio.

4.5. Metodología analítica

El trabajo de laboratorio se llevó a cabo en el laboratorio 11 del Edificio Guara de la Escuela Politécnica Superior de Huesca, perteneciente al Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural (Área de edafología y química agrícola). Las obtenciones de las láminas delgadas de suelo para el análisis de la micromorfología fueron obtenidas en la Universitat de Lleida.

A continuación, se expone un resumen de las determinaciones que se realizaron para cada tipo de muestra.

Los anillos cilíndricos con muestra de suelo se utilizaron para realizar las siguientes pruebas de laboratorio:

- Capacidad de retención de agua a saturación y a capacidad de campo.
- Permeabilidad del suelo mediante permeámetro de laboratorio.

Las muestras de suelo inalteradas se utilizaron para hallar la siguiente prueba de laboratorio:

- Densidad aparente mediante el método del cilindro (Dap).

Los bloques inalterados se utilizaron para realizar las siguientes pruebas de laboratorio:

- Infiltración del suelo mediante el Infiltrómetro de minidisco.
- Persistencia de la repelencia al agua (RA).
- Diámetro medio de los agregados (DMA).
- Estabilidad estructural (EE).
- Carbono Orgánico oxidable (CO).
- Micromorfología mediante la obtención de láminas delgadas.

Se obtuvieron un total de 36 réplicas analíticas para realizar el trabajo de laboratorio: 3 réplicas de suelo a modo de bloques por cada tratamiento (control y quemado), las cuales una vez en el laboratorio, se decapan en 4 espesores (0-1, 1-2, 2-3, 3-5 cm). Por último, sumándole las 2 réplicas por punto de muestreo obtenidas con los anillos cilíndricos (12), se obtuvo un total de 36 réplicas analíticas.

4.5.1. Preparación de la muestra

Las muestras se almacenaron hasta el momento en el que se comenzó a trabajar con ellas. Se evitó la superposición de los bloques para no producir la compactación y posibles alteraciones. Las muestras permanecieron almacenadas aproximadamente unos 4 meses hasta que se comenzó a trabajar con ellas, por lo que en este periodo de tiempo se secaron gradualmente a temperatura ambiente.

Una vez que se terminaron los análisis con el infiltrómetro de minidisco en los bloques inalterados, se procedió a decapar el bloque en distintos espesores: 0-1, 1-2, 2-3 y 3-5 cm. Para realizarlo con una precisión adecuada, se utilizaron palillos de madera (con marcas a cada centímetro) que se clavaron a lo largo y ancho de cada bloque. Se utilizó una espátula metálica para decapar cuidadosamente los bloques, teniendo como referencia los palillos clavados. La muestra resultante del decapado se guardó en bolsas de plástico correctamente etiquetadas, para saber a qué bloque y horizonte pertenecían.

Una vez se realizó la medida del diámetro medio de los agregados, se procedió a tamizar toda la muestra con un tamiz de 2 mm de luz. Una vez tamizado, se separó una pequeña cantidad de cada muestra para las siguientes pruebas:

- Determinación del carbono orgánico por oxidación en vía húmeda (CO), triturando muestra de <2 mm en el mortero hasta presentar un aspecto homogéneo.
- Estabilidad Estructural de Agregados (EE), tamizando la muestra con un tamiz de 1 mm de luz, desechando la cantidad que cae del tamiz, y reservando la muestra que quedó retenida en éste.

4.5.2. Densidad aparente

Para la determinación de la densidad aparente se siguió la metodología descrita en Badía y Martí (2017). La densidad aparente consiste en la medición de la relación entre la masa y el volumen de una muestra inalterada de suelo tomada en el campo.

Una vez transportadas las muestras de suelo inalteradas al laboratorio, se depositaron sobre bandejas de aluminio previamente taradas y se pesaron. Se dejaron en la estufa a 60°C durante 4-5 días para así después poder determinar el peso seco del suelo (P). Se taró y se midió la altura (h) y el radio (r) del cilindro para calcular su volumen (V), según la siguiente fórmula:

$$V = \pi * r^2 * h$$

Para el cálculo de la densidad aparente expresada en kg m^{-3} se usó la siguiente fórmula:

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

4.5.3. Prueba del permeámetro de laboratorio

Para la determinación de la permeabilidad del suelo se utilizó el permeámetro de laboratorio de la marca Eijkelkamp y la metodología proporcionada por esta misma (Eijkelkamp, 2003).

Para este método se emplearon los siguientes materiales: seis anillos estándar de muestreo de acero de 5 cm de diámetro y 5 cm de altura con muestra de suelo, permeámetro de laboratorio de la marca Eijkelkamp.

Antes de utilizar el método, se realizó el proceso de saturación de las muestras. Para ello se empleó el método de saturación directa por inmersión en un recipiente de agua. Se preparó una bandeja de plástico con arena fina depositada en el fondo y posteriormente se llenó de agua hasta la mitad de la bandeja. Se tomaron los cilindros con la muestra y se colocó en el extremo correspondiente a la superficie del suelo una pieza de tela ligera sujeta con una de las gomas elásticas. Se dejaron los cilindros en la bandeja con la parte de la tela boca abajo para que el agua ascendiera por capilaridad y saturara la muestra en su totalidad (de la misma manera que lo hace en el campo). Para este proceso, dadas las características del suelo solo hacían falta 24 h. Una vez la muestra estaba saturada, se procedió a introducirla en el tanque del permeámetro de laboratorio utilizando el cilindro porta-anillos. Al colocarlo en el cilindro porta-anillos, la parte afilada del cilindro debía de quedar boca arriba con una pieza de tela fijada para evitar que parte de la muestra se fuera con el paso del agua. La parte roma del cilindro debía descansar sobre el tamiz de doble fondo (este prevenía que la muestra se deformase y aseguraba la libre circulación del agua a través de la muestra). Una vez se alcanzó el nivel deseado en el tanque de agua, se procedió a meter las muestras con el porta-anillos, y se esperó hasta que el agua fluyera a través de las muestras e inundara la parte superior de los porta-anillos, quedando igualado el nivel dentro de este y el del tanque. Una vez alcanzada esta situación, se procedió a colocar los sifones para permitir un flujo de agua desde la muestra hasta las buretas graduadas para comenzar la medida de paso del agua según el tiempo (hay que asegurarse de que no hay ninguna burbuja de agua en el sifón previamente, para ello es conveniente sumergirlo en el agua del tanque para eliminarlo).

4.5.4. Capacidad de retención de agua a saturación y capacidad de campo

Para la determinación de la capacidad de retención de agua a saturación y a capacidad de campo se siguieron los pasos descritos en Badía y Martí (2017). La capacidad de retención de agua a saturación consiste en determinar la cantidad de agua que es capaz de retener un suelo después de su saturación. El agua que retiene el suelo a capacidad de campo es la cantidad de agua que sigue reteniendo después de 24 horas dejándolo escurrir. Se retiraron los cilindros después de realizar la prueba del permeámetro de laboratorio, estos ya estaban saturados, por lo que se escurrieron y acto seguido se pesaron para obtener el agua retenida por el suelo a saturación. A continuación, se dejaron escurrir 24 horas sobre una rejilla metálica, para una vez pasado ese tiempo pesarlos obteniendo así el agua a capacidad de campo. Durante las horas de espera se taparon los cilindros con la muestra de suelo para reducir así las pérdidas por evaporación. Por último, se sacó la tierra del cilindro sobre una bandeja de aluminio y se metieron todas las muestras dispuestas de esta manera a la estufa a 60°C durante una semana, para hallar así el peso real seco.

Los resultados se expresaron en peso de agua retenida (g) referido a 1 Kg de suelo seco (g/Kg ss).

4.5.5. Infiltrómetro de minidisco

El infiltrómetro de minidisco se trata de un instrumento efectivo para determinar de manera rápida la ocurrencia y el grado de repelencia al agua de un suelo así como su capacidad relativa de infiltración (Robichaud, Lewis y Ashmun, 2008). Para el presente estudio se empleó un infiltrómetro de minidisco marca DECAGON.

El infiltrómetro consta de dos cámaras de aire, una superior y una inferior las cuales deben ser llenadas con agua. La cámara superior controla la succión, la cual es seleccionada por medio de una varilla graduada con números en cuantos cm de succión queremos. En el caso de este estudio se seleccionaron 2 cm dado que es una medida estándar. La cámara inferior contiene el agua que va a infiltrar en el suelo, y esta graduada en mL para poder anotar según el tiempo la cantidad infiltrada. La base del infiltrómetro consta de un disco poroso de acero inoxidable que evita que el agua pase en el aire libre. Primero se llenó la cámara superior con agua del grifo, una vez se llenó se procedió a establecer el nivel de succión deseado. Después se llenó la cámara inferior y se acopló el disco poroso en la base hasta cerciorarse de que estaba correctamente acoplado, para ello se comprobó que el agua no infiltraba cuando estaba al aire libre sin estar en contacto con ninguna superficie. Una vez hecho esto se anotó el nivel del agua en la cámara inferior como el volumen inicial de agua. Se colocó el infiltrómetro sobre la

superficie del bloque de suelo, en la que previamente se dispuso un poco de tierra tamizada recogida previamente de la zona circundante al bloque, para así permitir una zona plana y estable en la que situarlo. Una vez situado el agua comenzó a salir de la cámara inferior e infiltrar en el suelo, conforme esta infiltraba se anotaba el volumen a intervalos específicos de tiempo. Depende de la velocidad de infiltración del suelo, se varió este intervalo de 30 s para los más rápidos a 5 min para los más lentos. Se realizó la toma de muestras hasta que las lecturas tomadas se estabilizaron. Al finalizar el experimento, se limpió de tierra, se vació el agua que quedaba en el infiltrómetro y se lavó con agua destilada. Es necesario retirar la tierra que se utilizaba para crear una superficie plana donde colocar el infiltrómetro, ya que esta podía influir en procesos posteriores como el del tamaño medio de los agregados.

Es posible que durante el experimento el infiltrómetro se llegue a vaciar por completo, en este caso, si se dispone de otro infiltrómetro se deja preparado de antemano para que cuando se agote el primero, se pueda sustituir rápidamente y se continúe la medida. Si no, antes de que se vacíe se retira y se vuelve a llenar lo más rápido posible para volver a colocarlo en la misma posición y continuar la medida.

4.5.6. Persistencia de la repelencia del suelo al agua (RA)

La determinación de la persistencia de la repelencia del suelo al agua se lleva a cabo según la metodología descrita en Badía y Martí (2017) basada en el método de Doerr et al. (1998). La repelencia del suelo al agua es una propiedad por la que se reduce la afinidad del suelo por el agua. Esto tiene importantes consecuencias ya que cuanto mayor sea ésta, mayor será la escorrentía y menor la infiltración.

La persistencia de la repelencia del suelo al agua se determinó mediante el test del tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT). Esta prueba consiste en medir el tiempo que tarda una gota de agua destilada (de 0,05 mL) colocada sobre la superficie del suelo en infiltrarse completamente (Badía y Martí, 2017). En este caso se realizó la prueba en laboratorio, con los bloques inalterados muestreados. Se aplicaron varias gotas de agua destilada a modo de réplicas repartidas por toda la superficie del bloque, midiendo así el tiempo que tardaron en infiltrarse. Debido a que los bloques de suelo se decaparon en diferentes horizontes (0-1, 1-2, 2-3 y 3-5 cm), la RA se hizo a medida que se realizaba este proceso, obteniéndola así según la profundidad.

Las interpretaciones de los valores obtenidos de la persistencia de la repelencia se han realizado según la siguiente tabla 2:

Tabla 2: Interpretación de los valores de la persistencia de la repelencia (Doerr et al., 1998)

Clase	Tiempo (s) según Doerr et al. (1998)
Hidrofílico	<5
Ligeramente repelente al agua	5-10 10-30 30-60
Fuertemente repelente al agua	60-180 180-300 300-600
Severamente repelente al agua	600-900 900-3600
Extremadamente repelente al agua	3600-18000 >18000

4.5.7. Diámetro medio de los agregados (tamizado en seco)

La determinación del diámetro medio de los agregados se realizó mediante la metodología descrita en Badía y Martí (2017), basada en el método propuesto por Van Bavel (1949). Consiste en separar los agregados en distintas clases de tamaños, para obtener así el diámetro medio ponderado de estos.

Para su determinación se utilizó una columna compuesta de 5 tamices con diferente malla (4 mm, 2 mm, 1 mm, 0.5 mm, 0.25 mm).

Se llevó a cabo con cada horizonte muestreado de los 6 bloques. Primero realizó una retirada de las piedras y la materia orgánica presentes en la muestra. Una vez quedaron solamente los agregados se pasó la muestra por la columna de tamices previamente dispuesta de mayor luz a menor. Una vez depositada la muestra en la columna, se agitó levemente de lado a lado para distribuirla bien por todo el tamiz y que se separasen adecuadamente los distintos tamaños de agregados. Hay que tener cuidado de que no se produzca la disgregación de estos por culpa del movimiento. Una vez separados, se depositó el contenido de cada tamiz en las bandejas de aluminio y se pesó en la balanza. Después se depositaron en tarrinas de plástico para su adecuado almacenamiento. Una vez terminado el proceso de pesaje, se devolvieron todos los agregados a su bolsa de muestra correspondiente.

Es posible que en el tamiz de luz de 4 mm haya agregados muy distintos que hagan aumentar considerablemente el rango de los tamaños. Es conveniente examinarlos, y si hay un número bajo de agregados visibles que se aprecien superiores a la media, se pueden retirar para tener un rango más preciso y representativo.

Para realizar los cálculos se empleó la siguiente fórmula:

$$DMA = \Sigma \left[\left(\frac{A}{100} \right) * x + \left(\frac{B}{100} \right) * 3 + \left(\frac{C}{100} \right) * 1,5 + \left(\frac{D}{100} \right) * 0,75 + \left(\frac{E}{100} \right) * 0,375 + \left(\frac{F}{100} \right) * 0,125 \right]$$

Donde A es el % de agregados con diámetro medio comprendido entre el máximo y 4 mm, B entre 4-2 mm, C entre 2-1 mm, D entre 1-0,5 mm, E entre 0,5-0,25 mm y F entre 0,25-0 mm. La letra x corresponde al diámetro medio máximo encontrado en cada medida.

4.5.8. Estabilidad Estructural de Agregados

La determinación de la estabilidad estructural de los agregados se realizó mediante la metodología descrita en Badía y Martí (2017), utilizando el método propuesto por Kemper y Koch (1966). Consiste en la valoración de la estabilidad de los agregados debido a su paso por el efecto de las fuerzas de un tamizado en medio húmedo. Se pretende así simular las fuerzas ejercidas por la escorrentía o las condiciones de inmersión.

Se utilizó un tamizador que consta de un recipiente con motor monofásico, excéntrica de nylon, mecanismo de balanceo y tapa con 6 orificios para la introducción de los tamices (de 38 mm de diámetro y 0,25 mm de luz de malla).

Se partió de los agregados secos al aire con un tamaño comprendido entre 1 y 2 mm. Se tararon los recipientes de aluminio y se anotó el peso (M1). Se pesaron por duplicado 4 g de muestra 1-2 mm (W) y se añadieron 80 mL de agua destilada en cada una de las seis cubetas del tamizador. Se introdujeron los tamices con la muestra en el tamizador y se pusieron en marcha 5'. Una vez pasado ese tiempo, se paró el tamizador y se trasvasó la muestra a los recipientes de aluminio usando un frasco lavador con agua destilada. Posteriormente se eliminó la mayor cantidad de agua posible utilizando una pipeta pasteur. Se dejó secar a 105°C en una estufa aproximadamente 24h. Al día siguiente se sacaron los recipientes de aluminio de la estufa y se pesaron (M2). Se añadieron 50 mL de pirofosfato sódico decahidratado 0,1 M en cada recipiente de muestra y se dejó actuar 1-2 horas, disgregando así los agregados presentes. Después se terminó de disgregar la muestra con una varilla de goma deformable para terminar de romper los agregados. Se pasó el contenido del recipiente por los tamices y se lavó con un frasco lavador con agua destilada hasta que en el tamiz sólo quedaron partículas de

arena mayores de 0,25 mm. Se lavaron las partículas con agua destilada pasándolas a los recipientes de aluminio, posteriormente quitando el agua en la medida de lo posible ayudándose de una pipeta pasteur. Se dejó secar en la estufa a 105°C 24h. Al día siguiente se sacaron los recipientes de la estufa y se pesaron (M3).

Una vez realizado todo el proceso, se utilizó la siguiente fórmula para averiguar el porcentaje de agregados estables (% EE):

$$\% EE = \frac{M_2 - M_3}{W - (M_3 - M_1)} \times 100$$

Donde W es el peso inicial del suelo (4g), M1 la tara del recipiente (g), M2 la tara del recipiente más el peso de los agregados estables y de la arena (g), M3 la tara del recipiente más masa de la arena (g), (M2 – M3) la masa de los agregados estables (g) y (M3 – M1) la masa de la arena (g). Para interpretar los resultados, se utilizó la tabla 3:

Tabla 3: Interpretación de los valores de estabilidad estructural (%EE), según el método de tamizado en húmedo de Kemper y Koch (1966)

EE (en %)	Interpretación
80-100	Agregados muy estables
60-80	Agregados estables
40-60	Agregados moderadamente estables
20-40	Agregados poco estables
0-20	Agregados muy poco estables

4.5.9. Carbono orgánico oxidable

Para su determinación se sigue el procedimiento descrito en Badía y Martí (2017) basado en el método original de Walkley y Black (1934). Este consiste en la utilización el ión Cr⁺⁶ en un medio ácido (mezcla de sulfúrico y fosfórico) y una posterior valorización del exceso de este con sal de Mohr.

Se pesó 0,1 g por duplicado de muestra triturada y se introdujo en tubos de ensayo Pyrex. Después se añadieron 10 mL de ácido crómico 0,4 N y se introdujeron en un bloque digester 5 minutos a 150 °C y posteriormente se enfriaron. Para el blanco se realizó el mismo procedimiento, sin añadir muestra y por triplicado. Para la valoración, se trasvasó el contenido de los tubos a matraces de 250 mL ayudando con 90 mL de agua destilada. Se añadieron 3 gotas de ferroína (indicador) y se valoró con sal de Mohr 0,2 N

hasta que se produjo un viraje a rojo. Se apuntaron los mL de sal de Mohr usados en cada determinación. Para realizar los cálculos, se utilizó la siguiente expresión:

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

Donde B son los mL de sal de Mohr consumidos por el blanco, U son los mL de sal de Mohr consumidos por la muestra de suelo y n es el peso en g de la muestra de suelo.

Si se multiplica por 10 el %C obtenido, se consigue el contenido de carbono orgánico expresado en g/Kg.

4.5.10. Micromorfología

Los bloques de suelo muestreados (control y quemado) para las pruebas micromorfológicas fueron enviados a la Universidad de Lleida bajo la tutela de Rosa Poch para realizar los análisis pertinentes.

La metodología empleada fue la expuesta en Loaiza et al. (2015). La preparación de la muestra consiste en dejarlas secar hasta peso constante. Se corta la superficie del bloque y se impregna con resina fluida para que penetre y polimerize antes de pulirla y obtener así las láminas delgadas de suelo que son posteriormente estudiadas. Para ello se utiliza un microscopio óptico y se van anotando todas las observaciones que se hayan sobre las características de las láminas.

4.6. Análisis de datos

Se han realizado análisis ANOVA mediante el programa StatView en su versión para Windows 5.0.1 (SAS Institute Inc. Cary, North Carolina, USA) para detectar las variaciones de las propiedades estudiadas según su tratamiento (C, Q) en cada profundidad del suelo (0-1, 1-2, 2-3, 3-5 cm) y según su profundidad en cada tratamiento. También se ha llevado a cabo un test de correlación entre las propiedades de EE, DMA, RA y CO.

Se ha empleado el programa XLSTAT (XLSTAT 2019. Addinsoft, Paris, France) para realizar un análisis de componentes principales (ACP) de las propiedades EE, DMA, WDPT y CO estudiadas e identificar así las posibles relaciones entre ellas usando la correlación de Pearson.

5. Resultados y discusión

5.1. Densidad aparente y capacidad de retención de agua

La tabla 4 muestra los datos obtenidos en las medidas de la densidad aparente y la cantidad de agua retenida tanto a saturación como a capacidad de campo de los cinco primeros centímetros de suelo.

Tabla 4: Valores de la densidad aparente, la cantidad de agua retenida a saturación y la cantidad de agua retenida a capacidad de campo ($\bar{x} \pm DE$) en muestras control (C) y quemado (Q) de suelo en 0-5 cm; (n=3) para cada tratamiento

Propiedad	Control	Quemado	P-Valor
Densidad aparente (Kg/m ³)	986 ± 112	1083 ± 56,7	0,273
Agua a saturación (g/Kg ss)	891 ± 436	500 ± 55,2	0,198
Agua a capacidad de campo (g/Kg ss)	401 ± 96,1	281 ± 24,1	0,105

El P-valor indica si existen diferencias significativas entre tratamientos para cada propiedad. ss=suelo seco

5.2. Capacidad de retención de agua a saturación y a capacidad de campo

Según los resultados, no se han producido cambios significativos por el efecto del fuego en la capacidad de retención de agua del suelo, tanto a saturación como a capacidad de campo.

5.3. Densidad aparente (Dap)

En la figura 10 se muestran los resultados del estudio de la densidad aparente representados gráficamente.

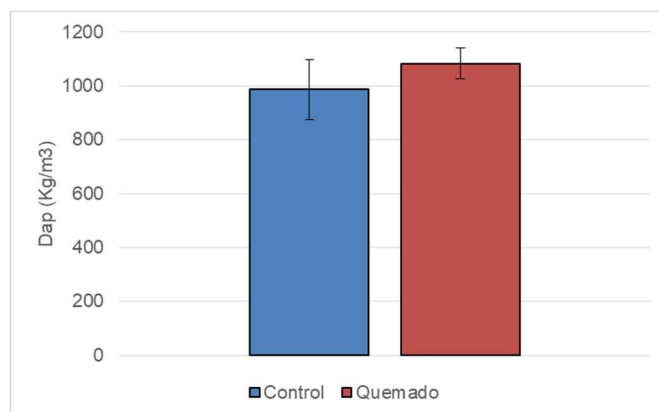


Figura 10. Valores representados de la densidad aparente (kg/m³) en muestras control (C) y quemado (Q) en los primeros 5 cm del suelo

No se han encontrado cambios significativos en la densidad aparente estudiada, como se puede observar en la tabla 4.

Existen estudios, como los de Agee (1973) y Meira-Castro et al. (2015) que tampoco encontraron cambios significativos en los suelos afectados por quemaduras prescritas en California y Portugal respectivamente. Principalmente atribuyeron este resultado a que en ninguno de ellos se produjo una pérdida de carbono orgánico.

Algunos autores, han llegado a la conclusión de que la destrucción de los agregados del suelo contribuye a un aumento de la densidad aparente (Phillips et al., 2000; Kennard and Gholz, 2001; Hubbert et al., 2006), lo cual no ha ocurrido en este caso.

5.4. Permeabilidad del suelo mediante permeámetro de laboratorio

En la figura 11 se muestran los resultados del estudio de la permeabilidad representados gráficamente.

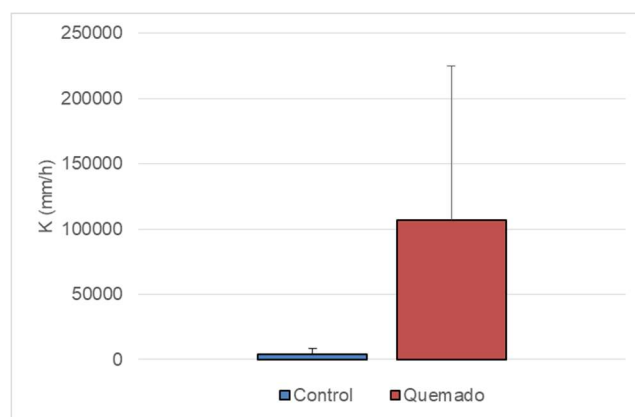


Figura 11. Valores representados de la K (mm/h) en muestras control (C) y quemadas (Q) en los primeros 5 cm del suelo

Los resultados obtenidos por medio del permeámetro de laboratorio son muy dispares y no concluyentes. El número de muestras recogidas para este experimento quizás no fueron las suficientes. A la hora de introducir algunas muestras en el permeámetro después de 24h en agua para su saturación, éstas terminaban de saturarse en el tanque de agua, por lo cual sería recomendable esperar más hasta cerciorarse de que se han saturado completamente. También se observó una vez terminado el experimento, que algunas de las muestras presentaban un alto contenido en raíces, lo cuál hace que los resultados tengan mayor variabilidad. Por ello recomendaría para futuros trabajos con este permeámetro de laboratorio, el aumentar el número de muestras e intentar tomar muestras más homogéneas, por ejemplo de zonas con baja presencia de raíces.

5.5. Infiltración de los bloques mediante el Infiltrómetro de minidisco

La tabla 5 muestra los datos obtenidos en las medidas de la conductividad hidráulica insaturada hallada por medio del infiltrómetro de minidisco en los seis bloques de suelo. La figura 12 muestra la representación de estos mismos valores de la conductividad hidráulica insaturada.

Tabla 5: Valores de la conductividad hidráulica insaturada (K) ($\bar{x} \pm DE$) (n=3) en bloques control (C) y quemados (Q) de suelo

	Control	Quemado	P-valor
K(mm/h)	1,22 ± 1,00	7,69 ± 3,98	0,0524

El P-valor indica si existen diferencias significativas entre tratamientos.

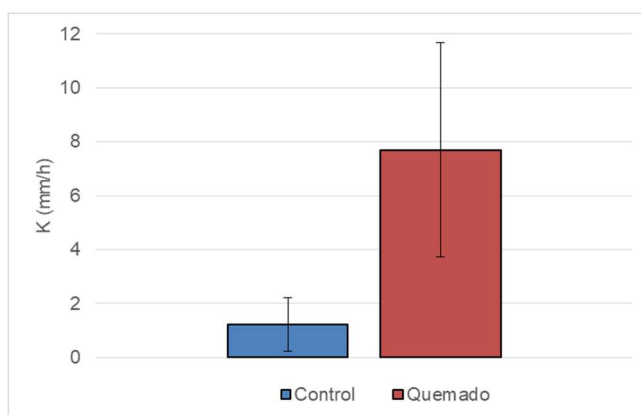


Figura 12. Valores representados de la conductividad hidráulica insaturada (mm/h) en bloques (C) y quemados (Q) de suelo

Según se puede observar en la figura 12 la tasa de la conductividad hidráulica insaturada de los suelos es mayor en los suelos que han experimentado el paso del fuego, y el p-valor esta muy cercano a la significancia siendo el valor $p=0,05$.

A continuación, en la figura 13 se muestran las rectas de infiltración con los datos normalizados, en ellas se puede observar cómo evoluciona la infiltración a lo largo del tiempo en cada bloque:

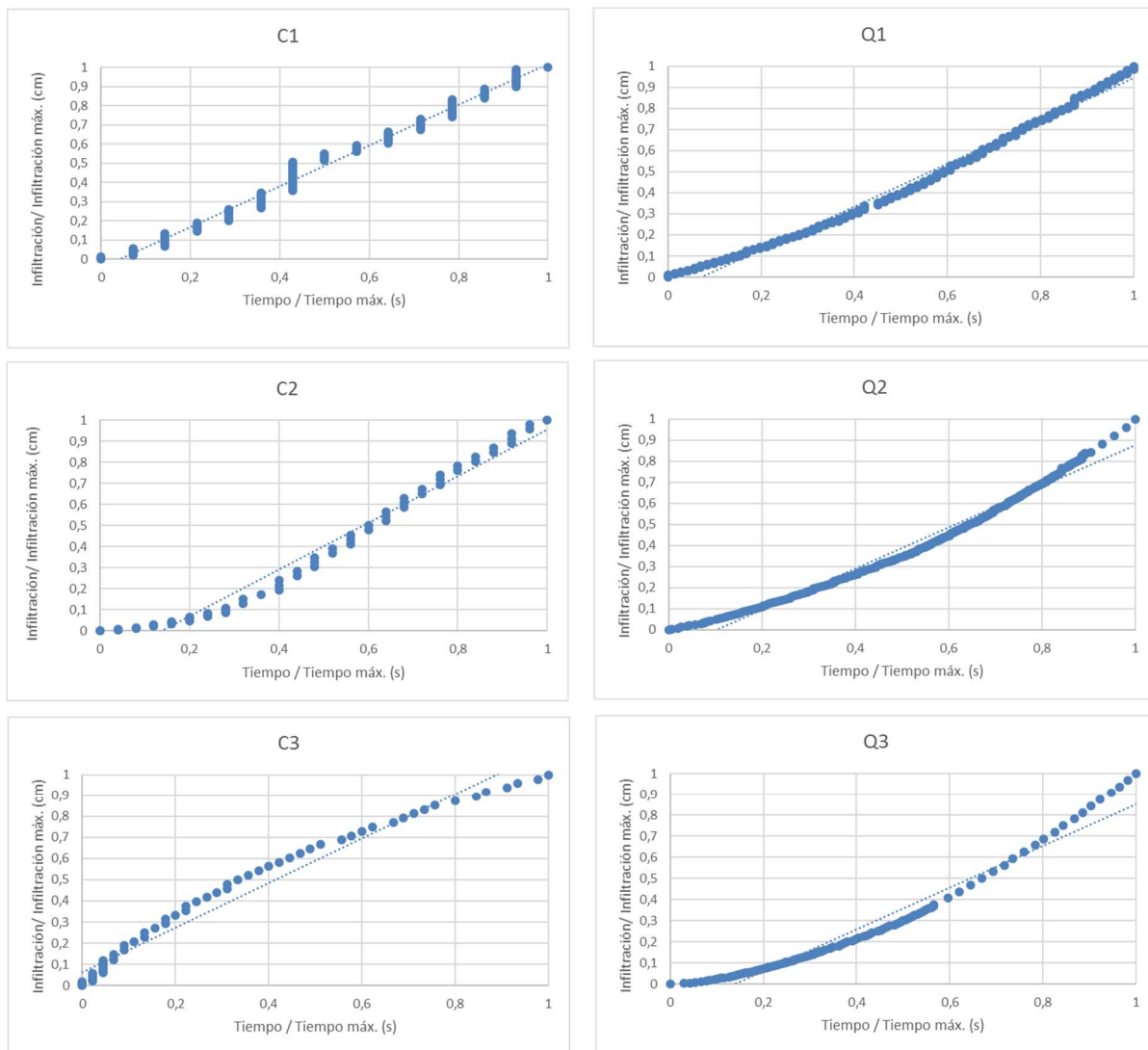


Figura 13. Rectas de infiltración normalizadas en bloques control y quemados

Durante los experimentos con el infiltrómetro de minidisco, sí que se pudo observar que los bloques control tardaban más en dejar pasar el flujo de agua que los quemados, en los que era más sencillo. En ningún caso se llegó a alcanzar una estabilidad en la infiltración. Esto se puede observar plasmado en las figura 13, donde se observan las diferencias en la evolución con el tiempo de la infiltración entre los bloques control y quemados.

Existe un estudio de la conductividad hidráulica del suelo de Plaza-Álvarez et al. (2019) en tres zonas de bosque distintas compuestas por diversas especies de pino. En él encontraron que el fuego prescrito no provocaba cambios significativos en la conductividad hidráulica del suelo, salvo en algunos casos puntuales. Estos resultados registrados podrían deberse a que el fuego que se provocó en el lugar fue de baja intensidad, como es el caso del presente estudio en Yebra de Basa.

En un estudio llevado a cabo por José Luis Sariñena (2011) de la conductividad hidráulica saturada obtenida con infiltrómetro de disco a succión de 2 cm después de un incendio en Castejón de Valdejasa y Zuera, se registran valores de 8,17 mm/h en suelos control y de 20,52 mm/h en suelos quemados. Se atribuyó a la eliminación de la capa de humus hidrofóbica mediante su combustión.

Es sabido que la humedad del suelo afecta a su infiltración y puede llegar a reducir la respuesta hidrológica de éste (Keizer et al., 2008). Existe la posibilidad de que, al estar los bloques durante varios meses almacenados, se secaron hasta tal punto que a la hora de realizar el experimento del infiltrómetro, tarden más en infiltrar el agua de lo que lo harían en condiciones de campo. Además, la existencia de una capa de hojarasca en los bloques control, podría explicar que hubiera una mayor cantidad de componentes hidrofóbicos en la superficie.

De acuerdo con los resultados en el estudio de la repelencia al agua en el apartado 5.6 de este trabajo, se podría explicar el porqué de las diferencias en los valores de la conductividad hidráulica entre tratamientos (1,22 mm/h en C y 7,69 mm/h en Q). Esto puede ser debido a que se ha demostrado la existencia de una correlación negativa entre la repelencia al agua de los suelos y la conductividad hidráulica de estos, medida a través del infiltrómetro de minidisco (Robichaud et al., 2008). En los bloques C donde existe una mayor repelencia al agua, existe también una menor tasa de infiltración. Lo contrario ocurre en los bloques Q.

5.6. Persistencia de la repelencia del suelo al agua (RA)

La tabla 6 muestra los datos obtenidos en las medidas de la persistencia de la repelencia del suelo al agua medidos en las distintas profundidades de los bloques de suelo conforme se decapaban. La figura 14 muestra estos mismos valores representados gráficamente.

Tabla 6: Valores de la persistencia de la repelencia del suelo al agua (s) ($\bar{x} \pm DE$) (n=11 para C) (n=12 para Q) en bloques control (C) y quemado (Q) en las distintas profundidades del suelo estudiadas

Profundidad (cm)	Control		Quemado		P-valor
Ah 0-1	1335 ± 518	a	7,38 ± 9,10	a	0,0113
Ah 1-2	1094 ± 385	a	372 ± 502	a	0,189
Ah 2-3	205 ± 202	b	677 ± 826	a	0,391
Ah 3-5	93,8 ± 80,5	b	617 ± 907	a	0,376

Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre profundidades para cada tratamiento, para $p < 0,05$. El P-valor indica si existen diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad.

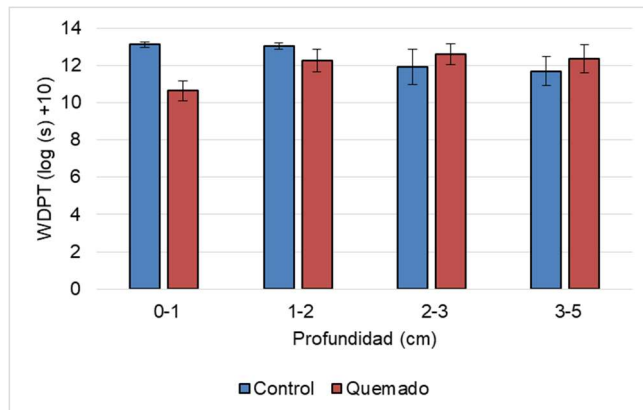


Figura 14. Valores representados de la persistencia de la repelencia al agua (Log(s) +10) en muestras control (C) y quemado (Q) para cada profundidad estudiada

Se puede ver cómo el paso del fuego produce cambios significativos en el primer centímetro de suelo (0-1 cm), pasando de severamente repelente a ligeramente repelente. El resto de profundidades no se ven afectadas significativamente por el fuego.

La figura 15 representa la ocurrencia de cada clase de repelencia registrada para cada profundidad.

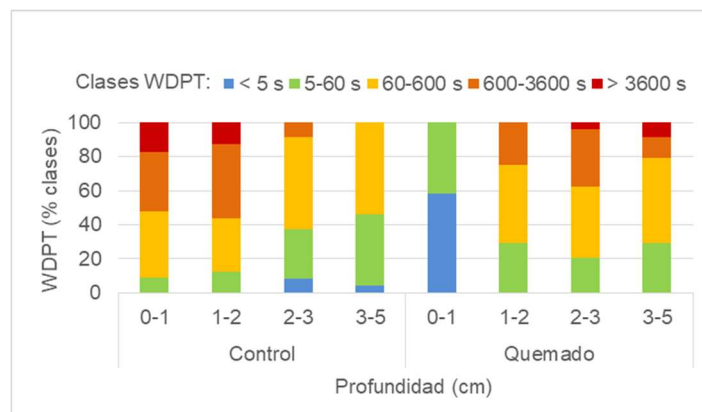


Figura 15. Valores representados de la ocurrencia (%) de la persistencia de la repelencia al agua (WDPT) en muestras control (C) y quemado (Q) para cada profundidad estudiada. Los colores representan el grado de repelencia establecido según Doerr et al. (1998)

Podemos encontrar como por lo general, el grado de repelencia disminuye conforme la profundidad en los bloques control (C). Por el contrario, en los bloques quemados (Q) se encuentra una tendencia contraria, la repelencia aparece gradualmente conforme la profundidad aumenta. En los bloques quemados (Q), la repelencia se reduce en el primer centímetro (0-1 cm) en relación a los bloques control (C). El fuego reduce significativamente el grado de repelencia (tabla 6). Se puede observar que en 0-1 cm el

suelo quemado se comporta de manera hidrofílica un 40% de las veces y ligeramente repelente al agua el resto de las ocasiones, contrastando con la misma profundidad del suelo control (figura 15).

Como se ha dicho en el apartado 5.5, existe una relación entre la repelencia del suelo al agua de los suelos, y las tasas de infiltración de estos, haciendo que un suelo repelente al agua reduzca su infiltración del agua, y por tanto pueda originar y aumentar las tasas de erosión (Doerr et al., 2000). La desaparición de la repelencia en los bloques quemados tal como se ve en la tabla 6 y las figuras 14 y 15, podría explicar el comportamiento de los bloques en cuanto a la infiltración reflejados en el apartado 5.5

En un estudio de Vadilonga et al. (2007) se puede observar como en dos quemas de baja intensidad estudiadas en Cataluña, la repelencia decreció ligeramente. Los fuegos se mantuvieron en temperaturas por debajo de los 200 °C, y es posible que debido a estas temperaturas se eliminaran algunas de las sustancias orgánicas que confieren hidrofobicidad al suelo.

Badía et al. (2017) encuentran resultados similares en la disminución de la repelencia en el primer, segundo y tercer centímetro del horizonte Ah. Sobre todo, disminuyó en el primer centímetro, en comparación con los altos valores registrados en el suelo secado al aire antes de ser quemado. Este primer centímetro pasó de severamente repelente a hidrofílico después del fuego.

Este mismo efecto se registra en (Girona et al., 2018), en dónde el fuego reduce a ligeramente repelente el grado de repelencia en el primer centímetro inmediatamente después de una quema.

En Badía et al. (2014) se encuentra que la intensidad de la repelencia al agua medida es mayor en la superficie del suelo, debido a que hay mayor probabilidad de presencia de sustancias orgánicas hidrofóbicas, pero el efecto del fuego la hace disminuir.

Varios autores (Badía et al., 2017; Keizer et al., 2008; Girona et al., 2018) encuentran una disminución de la repelencia con la profundidad, igual que se cumple en los bloques control estudiados en el presente trabajo (figura 15).

Como se ha podido ver, en los bloques quemados la repelencia ha desaparecido en superficie pero aparece en profundidad. Esto no se da en los bloques control. Este comportamiento se ha registrado también en Girona et al. (2018) en donde al año de una quema prescrita de erizón en el Pirineo Central vuelve a aparecer la repelencia, pudiendo deberse a una incorporación de cenizas o una traslocación de sustancias hidrofóbicas en profundidad.

5.7. Diámetro medio de los agregados (DMA)

La tabla 7 muestra los datos obtenidos en las medidas del diámetro medio de los agregados del suelo estudiados en las distintas profundidades del suelo. La figura 16 muestra estos mismos datos representados gráficamente.

Tabla 7: Valores del diámetro medio de los agregados (mm) ($\bar{x} \pm DE$) (n=12) en muestras control (C) y quemado (Q) en las distintas profundidades del suelo estudiadas

Profundidad (cm)	Control		Quemado		P-valor
Ah 0-1	6,29	± 0,549 a	4,80	± 3,13 a	0,463
Ah 1-2	4,78	± 0,359 b	6,43	± 2,26 a	0,280
Ah 2-3	4,97	± 0,627 b	7,38	± 2,48 a	0,177
Ah 3-5	6,28	± 1,02 a	10,6	± 5,07 a	0,224

Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre profundidades para cada tratamiento, para $p < 0,05$. El P-valor indica si existen diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad.

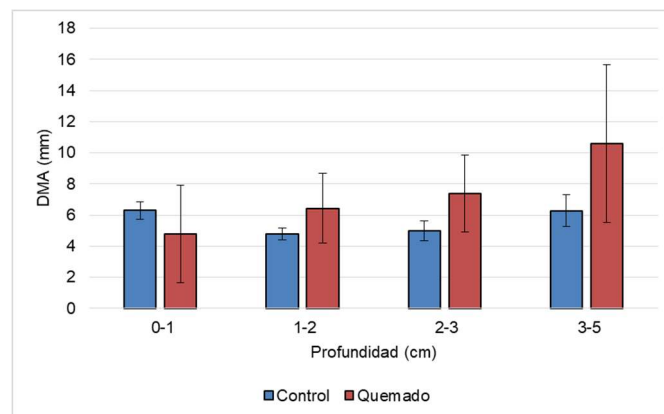


Figura 16. Valores representados del diámetro medio de los agregados (mm) en muestras control (C) y quemado (Q) según las 4 profundidades estudiadas

No hay cambios significativos entre las muestras control y quemadas de suelo. Se puede observar como en los bloques control, las profundidades de 1-2 cm y 2-3 cm son significativamente distintas al resto, siendo más bajas. Por lo general, durante el experimento se podía observar como el diámetro medio de los agregados del suelo eran mayores en la última profundidad (3-5 cm). La dispersión de los valores en los bloques quemados (Q) es mucho mayor que las de los bloques control (C), haciendo ver que la homogeneidad en los tamaños de los agregados es mayor en los bloques control (C). Esto mismo se puede observar en Girona et al. (2018) donde estudia un suelo en Buisán (Pirineos Centrales) después de una quema prescrita. Sus valores estudiados sobre el diámetro medio de los agregados tienen una mayor dispersión en aquellos procedentes

de muestras de suelo 1 año después de la quema. Esto puede ser debido a un efecto contrastado del fuego. Estos valores del DMA en Girona et al. (2018) tampoco muestran cambios significativos por efecto del fuego en las capas más superficiales del suelo.

En muchos casos en los que se observa una disminución del DMA, los autores atribuyen este cambio a una pérdida de la materia orgánica que actúa como agente cementante de los agregados del suelo, debido a fuegos de alta intensidad (Mataix-Solera et al., 2011). En el caso de estudio de Yebra de Basa, ninguna de estas dos causas ha sido registrada, seguramente debido a que el fuego fue de baja intensidad y no se produjo ninguna afección a la materia orgánica del suelo.

5.8. Estabilidad estructural (EE)

La tabla 8 muestra los datos obtenidos en las medidas de la estabilidad estructural medida en las distintas profundidades del suelo. La figura 17 muestra estos mismos datos representados gráficamente.

Tabla 8: Valores de la estabilidad estructural (en %) ($\bar{x} \pm DE$) (n=12) en muestras control (C) y quemado (Q) en las distintas profundidades del suelo estudiadas

Profundidad (cm)	Control		Quemado		P-valor
Ah 0-1	90,5 ± 2,70	a	91,1 ± 2,81	b	0,798
Ah 1-2	92,5 ± 3,61	a	94,8 ± 1,32	a	0,367
Ah 2-3	94,0 ± 1,70	a	95,2 ± 1,08	a	0,371
Ah 3-5	93,7 ± 1,32	a	93,8 ± 1,75	ab	0,928

Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre profundidades para cada tratamiento, para $p < 0,05$. El P-valor indica si existen diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad.

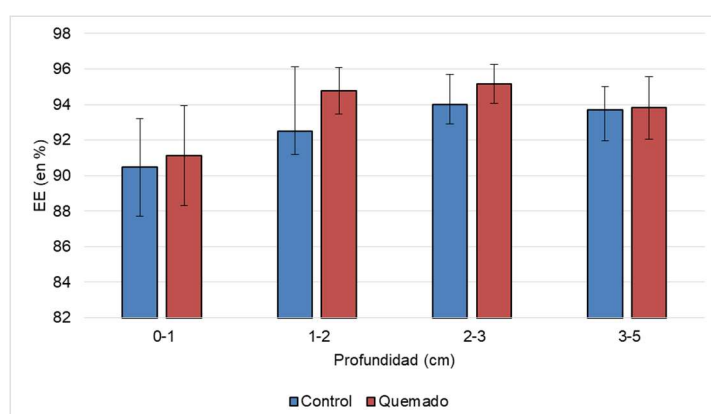


Figura 17. Valores representados de la estabilidad estructural, EE (en %) en muestras control (C) y quemado (Q) según las 4 profundidades estudiadas

Los valores de estabilidad estructural de los agregados (1-2 mm de diámetro) son altos. La estabilidad estructural del suelo no muestra ningún cambio significativo con el paso del fuego.

En los suelos control, sus valores no muestran variaciones significativas en todas las profundidades. Pero en los suelos quemados, se puede observar que el primer centímetro (0-1 cm) sí que es significativamente distinto del resto. Esto se puede deber a la desaparición de la capa superficial de vegetación que cubría la superficie habiéndola dejado desprotegida. En este caso, no se puede atribuir al efecto del fuego que influya de manera directa a esta propiedad del suelo, pero sí de manera indirecta de forma leve.

Existen evidencias, que relacionan los fuegos de temperaturas inferiores a 220 °C con que los suelos no muestren cambios significativos en su estabilidad estructural (Zavala et al., 2010; Jordán et al., 2011).

Estos resultados son similares a los de otros estudios en lugares del Pirineo Central, como el de Girona et al. (2018) que prácticamente no encontró variaciones en la estabilidad estructural del suelo, salvo en algunas fracciones concretas de agregados en el primer centímetro.

De igual manera que para la el DMA, la EE de los suelos en el NO de la península ibérica depende en gran medida de la materia orgánica del suelo, ya que esta suele ser el principal agente cementante del suelo (Mataix-Solera et al., 2011). En el caso de Yebra de Basa, esta no ha sido afectada y la EE no se ha visto modificada por el paso del fuego.

5.9. Carbono Orgánico oxidable (CO)

La tabla 9 muestra los datos obtenidos en las medidas del carbono orgánico oxidable en las distintas profundidades del suelo. La figura 18 muestra estos mismos datos representados gráficamente.

Tabla 9: Valores del carbono orgánico oxidable (g/kg) ($\bar{x} \pm DE$) (n=12) en muestras control (C) y quemado (Q) en las distintas profundidades del suelo estudiadas

Profundidad (cm)	Control		Quemado		P-valor
Ah 0-1	52,3 ± 7,37	a	47,3 ± 2,99	a	0,333
Ah 1-2	42,6 ± 8,66	ab	35,1 ± 7,00	b	0,310
Ah 2-3	37,9 ± 6,51	b	31,2 ± 6,08	b	0,263
Ah 3-5	35,8 ± 5,74	b	28,4 ± 4,29	b	0,149

Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre profundidades para cada tratamiento, para $p < 0,05$. El P-valor indica si existen diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad.

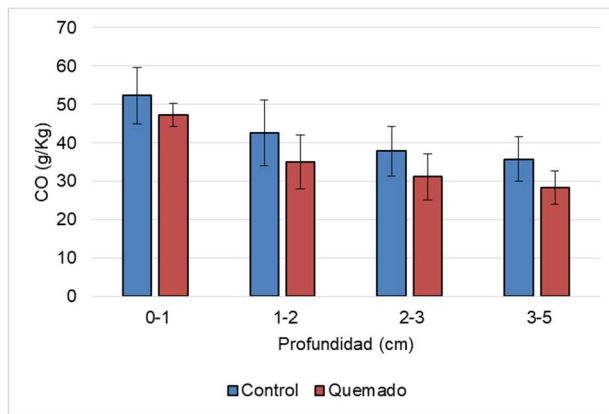


Figura 18. Valores representados del contenido en carbono orgánico oxidable (g/Kg) en muestras control (C) y quemado (Q) según las 4 profundidades estudiadas

Se puede observar como el fuego no afecta al carbono orgánico en ninguna profundidad del suelo, ya que no hay cambios significativos.

En los bloques control, se puede observar que el contenido en CO es mayor en los dos primeros centímetros, disminuyendo con la profundidad. En los bloques quemados se observa como el primer centímetro (0-1 cm) es significativamente distinto del resto, que son iguales entre sí (tabla 9).

Estos resultados en cuanto a los efectos del fuego, coinciden con el estudio de Girona et al. (2019), donde tampoco se registraron cambios significativos en los niveles de CO ni a corto plazo ni a un año vista después de la misma quema prescrita en Yebra de Basa. Esto puede deberse a la rápida propagación del fuego registrado.

La inexistencia de cambios significativos en el contenido de CO del suelo se registra en otros estudios como el de Meira-Castro et al. (2015).

5.10. Micromorfología mediante la impregnación de bloques de suelo

A continuación, se muestran los resultados de los análisis micromorfológicos de dos bloques de suelo, uno control y otro quemado. En la figura 19 se pueden observar fotografías de las láminas delgadas obtenidas para su análisis micromorfológico, y en la tabla 10 se muestra un resumen de las características descritas de cada lámina.

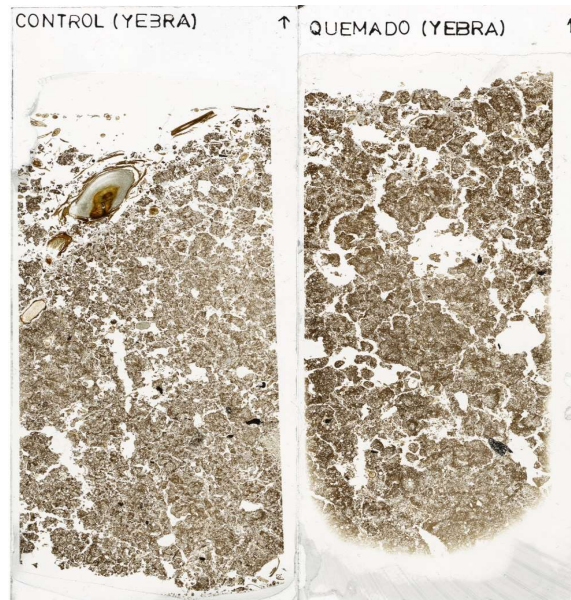


Figura 19. Láminas delgadas de bloque control y quemado en Yebra de Basa

Los edaforrasgos en los suelos control y quemados son muy similares. Ambos presentan excrementos grandes (>2 mm) de dípteros y de lombrices frecuentes, excrementos pequeños de ácaros (0,1 mm) asociados a restos vegetales, de enquitreidos (0,1 mm) agrupados en la masa basal frecuentes.

No se encontraron muchas diferencias entre las láminas del bloque control y el bloque quemado, salvo que en el control la porosidad total era mayor, de un 50% aproximadamente en comparación con el 30% del bloque quemado. La porosidad del bloque quemado se componía de un 20% de canales y cámaras, un 5% de fisuras poco acomodadas y un 5% de poros de empaquetamiento compuesto.

Solo en Q encontramos casquetes (cappings) de arena de cuarzo en la parte superior, superficiales y también internos (hasta 1,5 cm de profundidad). Se pueden ver fotografías de estos en la figura 20. Estos cappings cubren agregados granulares porosos con micromasa de arcilla, limo fino y materia orgánica amorfa. Su presencia se atribuye a la dispersión de los agregados por el efecto de las gotas de lluvia. Sus partículas después de ser individualizadas son redistribuidas por el efecto de la escorrentía. Se observan también solamente en Q fragmentos de carbón distribuidos al azar.

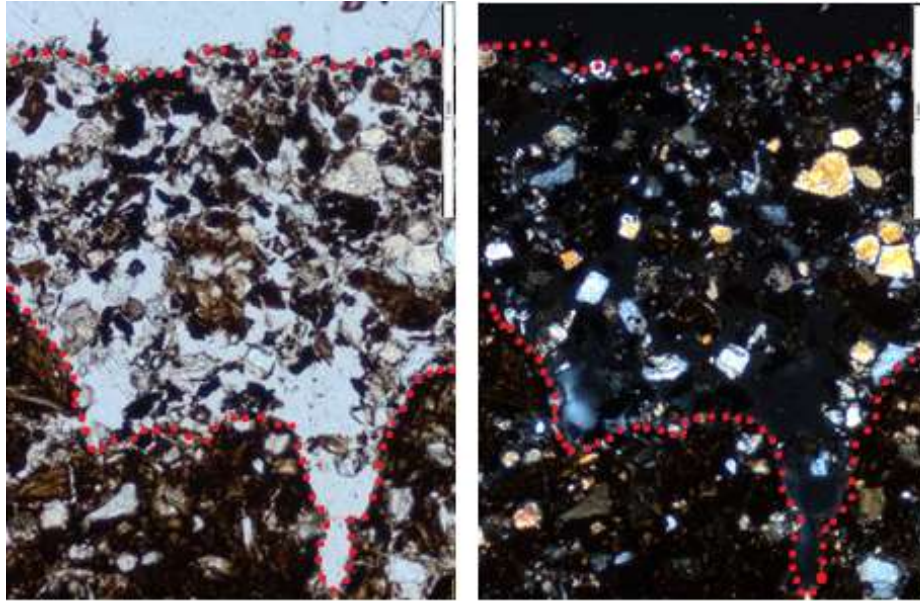


Figura 20. Casquetes de arena de cuarzo, angulosa, en la superficie del suelo quemado, cubriendo agregados granulares (PPL y XPL).

La distribución relacionada de los g/f (tabla 10) en ambos es Porfírica cerrada, esto quiere decir que el material más grueso se presenta como una masa densa de material más fino, y que las partículas más gruesas tienen puntos de contacto entre sí. No hay cambios en la relación de gruesos/finos entre los dos bloques, esto puede ser debido a que el fuego fue de baja intensidad. Esta relación en ambos es de 3/1: los componentes gruesos representan $\frac{3}{4}$ partes de la masa basal y la micromasa $\frac{1}{4}$ parte de la masa basal.

Según los datos de la porosidad es posible que tras la quema se haya reducido la macro porosidad en favor de la microporosidad. Esto podría concordar con los resultados de la infiltración de los bloques, que son casi significativamente mayores en los bloques quemados. Esto puede ser debido a que el infiltrómetro de minidisco mide el flujo de agua a través de la micro porosidad del suelo (Decagon, 2014).

Tabla 10: Descripción micromorfológica de láminas delgadas control (C) y quemado (Q) de Yebra de Basa

Característica	Control	Quemado
Microestructura		
Primaria	Bloques sub-angulares medianos	Bloques sub-angulares medianos
Secundaria	Migajosa	Migajosa
Porosidad total	50%	30%
Límite g/f *	20 µm	20 µm
Relación g/f	3/1	3/1
Distribución relacionada g/f	Porfírica cerrada	Porfírica cerrada
Fábrica-b	Indiferenciada	Indiferenciada
Componentes gruesos	Arena media y gruesa de cuarzo, anguloso.	Arena media y gruesa de cuarzo, anguloso.
Micromasa	Arcilla, limo fino y materia orgánica amorfa.	Arcilla, limo fino y materia orgánica amorfa.
Materia orgánica	Puntuaciones orgánicas, secciones de raíces en la parte inferior, parcialmente descompuestas por ácaros, secciones de hojas, semillas y esclerocios de hongos en la parte superior.	Puntuaciones orgánicas, secciones de raíces en la parte inferior, parcialmente descompuestas por ácaros, secciones de hojas, semillas y esclerocios de hongos en la parte superior.

* g/f = gruesos/finos

5.11. Correlaciones y ACP

5.11.1. Correlación

A continuación, se muestran los resultados de los estudios de correlación entre las propiedades de estabilidad estructural, carbono orgánico, persistencia de la repelencia al agua y el diámetro medio de los agregados. Las siguientes tablas muestran la interdependencia entre las parejas de variables. Se ha realizado para las muestras control (tabla 11), las quemadas (tabla 12) y para ambas (tabla 13).

Tabla 11: Matriz de correlación entre muestras control (n=11). Profundidad 0-5 cm

Control	SAS %	CO (g/Kg)	WDPT (s)	DMA
SAS %	1	-0,923**	-0,150	-0,128
CO (g/Kg)		1	0,427	-0,039
WDPT (s)			1	0,076
DMA				1

** La correlación es significativa en el nivel 0,01

Tabla 12: Matriz de correlación entre muestras quemadas (n=12). Profundidad 0-5 cm

Quemado	SAS %	CO (g/Kg)	WDPT (s)	DMA
SAS %	1	-0,478	0,520	0,266
CO (g/Kg)		1	-0,076	-0,177
WDPT (s)			1	0,461
DMA				1

Tabla 13: Matriz de correlación entre muestras control y quemadas (n=23). Profundidad 0-5 cm

	SAS %	CO (g/Kg)	WDPT (s)	DMA
SAS %	1	-0,712**	0,146	0,197
CO (g/Kg)		1	0,225	-0,218
WDPT (s)			1	0,258
DMA				1

** La correlación es significativa en el nivel 0,01

Observando las tablas, se puede ver como en las muestras control, existe una fuerte correlación negativa entre el CO y la EE. En los horizontes en los que había mayor cantidad de CO, había valores menores de EE y viceversa. En las muestras afectadas por el fuego, no se observa esta tendencia.

En el conjunto de todas las muestras (C y Q) se puede ver que vuelve aparecer una correlación negativa entre el CO y la EE, aunque no es tan fuerte (-0,712) como en el conjunto de las muestras control (-0,923).

Estos resultados contrastan con lo habitual a la hora de estudiar la MO y la EE del suelo, ya que suele existir una correlación positiva entre estos dos parámetros (Mataix-solera et al., 2010). En este caso, aunque los resultados de los estudios de correlación indiquen una relación negativa entre la CO y la EE, puede ser mera coincidencia, ya que ambas propiedades tienen valores altos y no han variado significativamente con la quema.

5.11.2. Análisis de Componentes Principales

Se ha realizado un análisis de componentes principales (ACP) (figura 21) de todo el conjunto de muestras, para las propiedades de EE, DMA, CO y RA. Con ello se pretende ver las posibles relaciones entre las propiedades antes y después del fuego en las cuatro profundidades de suelo estudiadas (0-1, 1-2, 2-3 y 3-5 cm). Estas profundidades se han plasmado en las figuras con la numeración 1, 2, 3 y 4 respectivamente. C para las muestras control y Q para las quemadas. Se seleccionaron los dos primeros factores (F1 y F2) los cuales corresponden a un 88,22% de la varianza. Basándose en los resultados mostrados, se puede ver lo siguiente:

- Las muestras se distribuyen según profundidad, y según tratamiento (control y quemado). Se pueden observar cuatro agrupaciones distintas: extremo superior derecha, superior izquierda, inferior derecha e inferior izquierda.
- El eje F1 representa la mayor cantidad de la información (59,76%), y distribuye las muestras según el contenido de CO y su EE. Como hemos visto en las tablas de correlación, existe una correlación negativa entre estas dos propiedades. Las que más CO tienen, se sitúan a la derecha del eje. Estas son las capas más superficiales (las capas 1 y 2 de los bloques control, y la capa 1 de los bloques quemados). A la izquierda del eje se sitúan las capas de las profundidades 3 y 4, con un menor contenido en CO y una mayor EE. En esta parte también se encuentra la capa 1-2 cm de los bloques quemados. Existe por lo tanto un gradiente inverso con la profundidad entre la EE y el CO.
- El eje F2 representa el 28,47% de la información. Existen cargas positivas para las muestras más superficiales de los bloques control (0-1 y 1-2 cm) y las más profundas de los bloques quemados (2-3 y 3-5 cm). Lo cual coincide con el estudio sobre la persistencia de la repelencia del suelo al agua, donde los suelos control en sus capas más superficiales son los que presentan mayores tiempos de infiltración de las gotas de agua. De la misma forma podemos observar en las

zonas superiores a las capas de 2-3 y 3-5 cm de los bloques Q, en los cuales aumentó el nivel de repelencia. Existen cargas negativas para los 0-1 y 1-2 cm de los bloques quemados, los cuales presentaron menores tiempos de persistencia en la repelencia, al igual que los 2-3 y 3-5 cm de los bloques control. Las muestras con mayor DMA son las de las capas 2-3 y 3-5 cm de los bloques quemados, las cuales tienen cargas positivas en este eje.

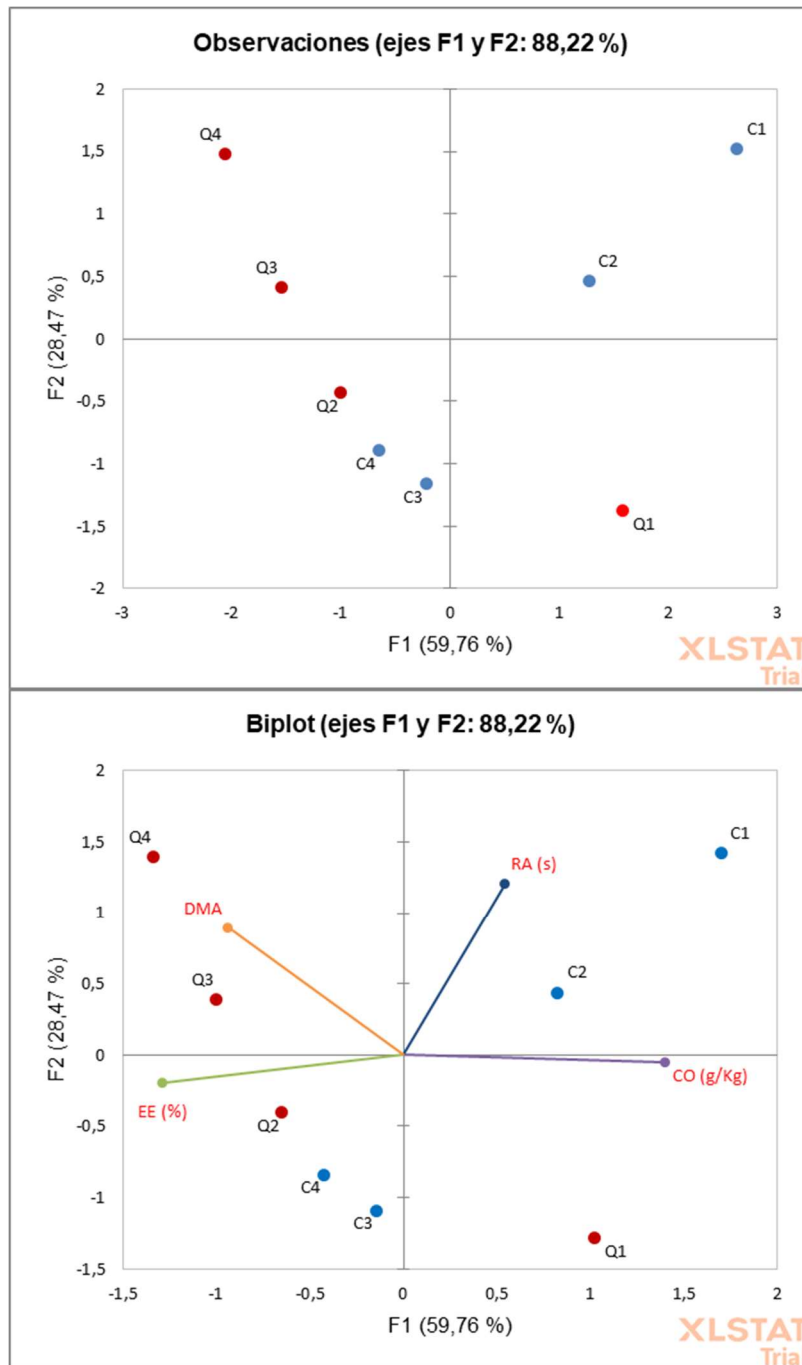


Figura 21. ACP de las propiedades estudiadas en Yebra de Basa. C=control; Q=quemado; 1= 0-1 cm; 2= 1-2 cm; 3= 2-3 cm; 4=3-5 cm

5.12. Discusión general y resumen de resultados

La quema prescrita objeto de estudio en este trabajo, no tuvo efectos inmediatos sobre la materia orgánica del suelo ni sobre sus propiedades biológicas, lo que es un indicador de la baja severidad de ésta (Girona et al., 2019).

Como se ha podido ver, de todas las propiedades estudiadas en este trabajo solamente se han observado cambios significativos sobre la persistencia de la repelencia del suelo al agua en 0-1 cm (tabla 6). El grado de repelencia disminuye significativamente ($p < 0,05$) solamente en superficie, debido probablemente a que el fuego pudo eliminar las sustancias hidrofóbicas presentes en las capas más superficiales o las traslocó en profundidad.

Los resultados sobre el estudio de la infiltración de los suelos (tabla 5), revelan cambios que están muy cercanos a la significancia ($p = 0,05$). Gráficamente (figura 12) se puede observar como se ha producido un aumento de los valores de la conductividad hidráulica insaturada entre suelos C y Q. Esto puede estar relacionado con la disminución de la repelencia del suelo al agua en el 0-1 cm del suelo. Pero además los resultados de la micromorfología (tabla 10) indican que con el efecto del fuego, se ha producido un cambio en la macroporosidad del suelo a favor de la microporosidad, lo cual favorece la medida de la infiltración por medio del infiltrómetro de minidisco.

Tanto el DMA como la EE, las cuales son dos indicadores de la estructura del suelo, no han variado. Este hecho es atribuible a la baja severidad del fuego, ya que a esos niveles de severidad no se suelen encontrar cambios en la estructura del suelo (Mataix-Solera et al., 2011). Tampoco se han producido cambios en el CO del suelo (tabla 9), el cual está directamente relacionado con la MO (Badía y Martí, 2017), la cual no suele verse afectada si no existe un fuego de alta severidad (Santín y Doerr, 2016), y que además funciona como un agente cementante muy importante en la estructura del suelo contribuyendo a su mantenimiento (Mataix-solera et al., 2010).

6. Conclusiones

- No se han observado efectos significativos sobre la densidad aparente, la capacidad de retención de agua a saturación, la capacidad de campo y la conductividad hidráulica insaturada superficial (0-5 cm) tras un año de la quema.
- No se han observado diferencias significativas en el diámetro medio de los agregados, la estabilidad estructural y el carbono orgánico oxidable a causa del fuego para ningún cm estudiado.
- La quema prescrita ha disminuido significativamente la persistencia de la repelencia del suelo al agua en el primer centímetro estudiado y ha incrementado la infiltración insaturada en el suelo quemado respecto al control.
- La ausencia de cambios en la mayoría de las propiedades estudiadas, se puede deber a la baja severidad de la quema prescrita.
- La micromorfología pone en evidencia que la quema ha originado una disminución de la macroporosidad, en favor de la microporosidad del suelo, lo que modifica la infiltración insaturada. La presencia de casquetes parece ser resultado de la fragmentación de los agregados superficiales que tapizan la superficie a del suelo un años tras la quema.
- Este estudio aporta más información para una mejor comprensión de los efectos de las quemas prescritas en las propiedades físicas de los suelos y su respuesta hidrológica. Esto es necesario para ayudar a las autoridades competentes a tomar mejores decisiones en cuanto a la aplicación de quemas en el medio natural.

7. Bibliografía

- Agee, J.K. (1973). Prescribed Fire Effects on Physical and Hydrologic Properties of Mixed-Conifer Forest Floor and Soil. University of California Resources Center, Davis, California, p. 57.
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., y Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment*, 613-614, 944-957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.144>
- Badía, D., González-Pérez, J. A., Aznar, J. M., Arjona-Gracia, B., y 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., López-García, S., Martí, C., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., y Casanova-Gascón, J. (2017). Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content. *Science of The Total Environment*, 601-602, 1119-1128. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.05.254>
- Badía D., Martí, C. (2017). Caracterización de suelos: métodos e interpretación de resultados. Reprografía EPS Huesca, Universidad Zaragoza. ISBN 978-84-16723-23-2.
- Benito Alonso, J.L. (2006). Vegetación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Sobrarbe, Pirineo Central Aragonés). *Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón*, Zaragoza.
- Busse, M. D., Hubbert, K. R., y Moghaddas, E. E. Y. (2014). *Fuel Reduction Practices and Their Effects on Soil Quality*. (February). Recuperado de <http://www.ascr.usda.gov/>
- Cerdà, A., Bodí, M.B., Lasanta, T., Mataix Solera, J., y Doerr, S.H. (2009). Infiltración, estabilidad de agregados y erosión de suelos afectados por incendios forestales. Una visión a escala de pedión. En *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles* (pp. 355-384).
- Cerdà, A., y Mataix-Solera, J. (2009). Prefacio. En *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles* (pp. 13-21).

- Cerdà, A. y Robichaud, P. (2009). The effect of forest fire on soil infiltration. En Cerdà, A. y Robichaud, P. (Eds). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Restoration strategies after forest fire. Science Publishers, Enfield, 81-104.
- 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>
- DeBano, L.F. (1990). Effects of fire on the soil resource in Arizona chaparral. En: Krammers, J.S. (Eds). *Effects of Fire Management of Southwestern Natural Resources. U.S. Forest Service Rocky Mountain*. Fort Collins CO, pp. 65–77 (General Technical Report)-RM-191.
- Doerr, S. H., y Shakesby, R. A. (2009). Soil water repellency. Principles, causes and relevance in fire-affected environments. En *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles* (pp. 59-75).
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., y Walsh R.P.D. (1998). Spatial variability of soil hydrophobicity in fire-prone eucalyptus and pine forests, Portugal. *Soil Science*, 163, 313–324.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., y 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)
- Durgin P.B., y Vogelsang P.J. (1984). Dispersion of kaolinite by water extracts of Douglas-fir ash. *Canadian Journal of Soil Science*, 64, 439– 443.
- FAO (2009). The State of Food and Agriculture. Livestock in the Balance. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Ferrer, C., San Miguel, A., Olea, L. (2001). Nomenclator básico de pastos en España. *Pastos* 31 (1): 7-44.
- Ferrer, C., Barrantes O., Broca A. y Maestro M. (2008). El proyecto “Tipificación, cartografía y evaluación de los pastos españoles” Algunos resultados obtenidos sobre los pastos de los altos valles del Pirineo Aragonés. En Fillat, F., García-González, R., Gómez, D., Reiné., R. *Pastos del Pirineo*. (pp. 255-272). Madrid: Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y Diputación de Huesca.
- Fernandes, P. M., Davies, G. M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., ... 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>

- Fillat, F., García-González, R., Gómez, D., Reiné, R. (2008). Prólogo. En Fillat, F., García-González, R., Gómez, D., Reiné., R. *Pastos del Pirineo*. Madrid: Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y Diputación de Huesca.
- Gartzia, M., Alados, C. L., y 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. y Lucchesi, S. (1997). Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science*, 162, 479-486.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., y Giachetti, M. (1987). The natural evolution of a burnt soil: a three-year investigation. *Soil Science* 143, 220–226.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., y Giachetti, M. (1988). Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, 146, 255-261.
- Girona, A., Ortiz, O., y Badía, 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(March 2019), 695-705. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.057>
- Girona, A., Ortiz, O., Badía, D., y Martí, 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(October 2017), 68-77. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.018>
- Gómez, D. (2008a). Aspectos ecológicos de los pastos. En Fillat, F., García-González, R., Gómez, D., Reiné., R. *Pastos del Pirineo*. (pp.61-74). Madrid: Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y Diputación de Huesca.
- Gómez, D. (2008b). Métodos para el estudio de los pastos, su caracterización ecológica y valoración. En Fillat, F., García-González, R., Gómez, D., Reiné., R. *Pastos del Pirineo*. (pp.75-94). Madrid: Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y Diputación de Huesca.
- Gowlett, J. A. J. (2016). The discovery of fire by humans_ a long...pdf. *Philosophical Transactions B*. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0164>

- Heydari, M., Rostamy, A., Najafi, F., y Dey, D. C. (2017). Effect of fire severity on physical and biochemical soil properties in Zagros oak (*Quercus brantii* Lindl.) forests in Iran. *Journal of Forestry Research*, 28(1), 95-104. <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0299-x>
- Ibáñez, J.J., Lobo, M.C., Almendros, G., Polo, A. (1983). Impacto del fuego sobre algunos ecosistemas edáficos de clima mediterráneo continental en la zona centro de España. *Boletín de la Estación central de Ecología* 24, 755–777.
- Instituto Pirenaico de Ecología y Gobierno de Aragón (Departamento de Medio Ambiente) (2005). Atlas de la flora de Aragón. Extraído de: [<http://floragon.ipe.csic.es/>]
- Jaiyeoba, I.A. y Ologe, K.O. (1990). Soil erodibility measurements in Nigeria. *Zeitschrift fur Geomorphologie*, 34, 307-312.
- Jordán, A., Zavala, L.M., González, F.A., Bárcenas-Moreno, G. y Mataix-Solera, J. (2010). Repelencia al agua en suelos afectados por incendios: métodos sencillos de determinación e interpretación. En Cerdà, A. y Jordán, A. *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. (pp.145-184) Edita Catedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València. FUEGORED 2010.
- Jordán, A., Zavala, L. M., Mataix-Solera, J., Nava, A., y Alanís, N. (2011). Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on Mexican volcanic soils. *CATENA*, 84(3), 136-147. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2010.10.007>
- Keizer, J. J., Doerr, S. H., Malvar, M. C., Prats, S. A., Ferreira, R. S. V., Oñate, M. G., ... Ferreira, A. J. D. (2008). Temporal variation in topsoil water repellency in two recently burnt eucalypt stands in north-central Portugal. En *Catena* (Vol. 74, pp. 192-204). <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.01.004>
- Kennard, D. K., y Gholz, H. L. (2001). Effects of high and low intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant and Soil*, 234(1), 119-129. <https://doi.org/10.1023/A:1010507414994>
- Komac, B., Alados, C. L., Bueno, C. G., y Gómez, D. (2011). Spatial patterns of species distributions in grazed subalpine grasslands. *Plant Ecology*, 212(3), 519-529. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9842-6>
- Komac, B., Alados, C. L., y Camarero, J. 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>

- Komac, B., Kefi, S., Nuche, P., Escós, J., y 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>
- Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability (Switzerland)*, 7(5), 5875-5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>
- Lasanta-Martínez, T., Vicente-Serrano, S. M., y Cuadrat-Prats, J. M. (2005). Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: A study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography*, 25(1), 47-65. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2004.11.001>
- Loaiza, J.C., Stoops, G., Poch, R.M., Casamitjana, M. (2014). Manual de micromorfología de suelos y técnicas complementarias. *Fondo Editorial Pascual Bravo*. Medellín, 386 pp.
- Marinas, A., García-González, R., Aldezabal, A., Palacio, S. y Gómez-García, D. (2004) Interés ecológico y pastoral del erizón (*Echinopartum horridum* [Vahl] Rothm.). Instituto pirenaico de ecología (CSIC).
- Mataix-solera, J., Benito, E., Andreu, V., Cerdà, A., Llovet, J., Úbeda, X., ... Badía, D. (2010). ¿Cómo estudiar la estabilidad de agregados en suelos afectados por incendios? Métodos e interpretación de resultados. *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales.*, 109-144.
- Mataix-Solera, J., y 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, J., Gómez Lucas, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., y Moral, R. (2002). Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*, 11, 107-114. <https://doi.org/10.1071/WF02020>
- Mataix-Solera, J., y Cerdà, A. (2009a). 4.1 Los efectos de los incendios forestales en los suelos. Síntesis y conclusiones. Nuevos retos en la investigación y en la gestión. En *Efectos de los Incendios Forestales sobre los Suelos en España* (pp. 493-529).
- Mataix-Solera, J., y Cerdà, A. (2009b). Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. En *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles.* (pp. 27-53).

- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., y Zavala, L. M. (2011). Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.08.002>
- Meira-Castro, A., Shakesby, R. A., Espinha Marques, J., Doerr, S. H., Meixedo, J. P., Teixeira, J., y Chaminé, H. I. (2015). Effects of prescribed fire on surface soil in a Pinus pinaster plantation, northern Portugal. *Environmental Earth Sciences*, 73(6), 3011-3018. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3516-y>
- Montserrat, P., Montserrat, J. M., y Montserrat, G. (1984). Estudio de las comunidades de Echinopartum horridum en el Pirineo español. *Acta Biologica Montana*, IV(Iv), 249-257.
- Nadal-Romero, E., Lasanta, T., Cammeraat, E., Errea, P., Otal-Lain, I., y Sánchez-Navarrete, P. (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>
- Plaza-Álvarez, P. A., Lucas-Borja, M. E., Sagra, J., Zema, D. A., González-Romero, J., Moya, D., y De las Heras, J. (2019). Changes in soil hydraulic conductivity after prescribed fires in Mediterranean pine forests. *Journal of Environmental Management*, 232(May 2018), 1021-1027. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.012>
- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero C. (2003). Edafología para la agricultura y el medio ambiente 3ª edición. Ediciones Mundi-Prensa, 960 pp. Madrid, 2003.
- Reiné, R. (2008). Conceptos básicos. En Fillat, F., García-González, R., Gómez, D., Reiné, R. *Pastos del Pirineo*. (pp.5-8). Madrid: Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y Diputación de Huesca.
- Robichaud, P. R. (2000). Fire effects on infiltration rates after prescribed fire in northern Rocky Mountain forests, USA. *Journal of Hydrology*, 231-232, 220-229. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00196-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00196-7)
- Robichaud, P. R., Lewis, S. A., y Ashmun, L. E. (2008). *New procedure for sampling infiltration to assess post-fire soil water repellency*. <https://doi.org/10.2737/RMRS-RN-33>

- Sankaran, M., Metzger, K., Hanan, N., Scholes, R., Ratnam, J., Augustine, D., ... Zambatis, N. (2005). Determinants of woody cover in African savannas. *Nature*, 438(7069), 846-849. Recuperado de <http://www.nature.com/doi/finder/10.1038/nature04070%5Cnpapers2://publication/uuid/4ACDA3E2-B22C-4B5A-A45C-93BFCB22D93D>
- Santín, C., y 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>
- Sariñena, J.L. (2011). Evolución de la fertilidad a causa del fuego en suelos de Castejón de Valdejasa y Zuera: Variación temporal y en profundidad. Trabajo Final de Grado. Escuela Politécnica Superior de Huesca
- Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L. R., Bernia, S., y Castellnou, M. (2005). Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 379-384. <https://doi.org/10.1071/WF05040>
- Úbeda, X., Sala, M., y Imeson, A. (1990). Variaciones en la estabilidad y consistencia de un suelo forestal antes y después de ser sometido a un incendio. I Reunión Nacional de Geomorfología, Teruel, 677-685.
- Vadilonga, T., Úbeda, X., Germann, P. F., y Lorca, M. (2007). Effects of prescribed burnings on soil hydrological parameters. *Hydrological Processes*, 21(April), 4249-4256. <https://doi.org/10.1002/hyp>
- Van Auken, O. W. (2009). Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *Journal of Environmental Management*, 90(10), 2931-2942. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.023>
- Van Bavel, C.H.M. (1949). Mean weight diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. *Soil Science Society of America*, 17, 416-418.
- Vega, J. A., Fernández, C., y Fonturbel, T. (2005). Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degradation and Development*, 16(1), 37-51. <https://doi.org/10.1002/ldr.643>
- Villagra, E. S., Easdale, M. H., Giraudó, C. G., y 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. y Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modificacion of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37 (1), 29–38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>.
- Zavala, L. M., De Celis, R., y Jordán, A. (2014). How wildfires affect soil properties. A brief review. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 311. <https://doi.org/10.18172/cig.2522>
- Zavala, L. M., Granged, A., Jordán, A., y Bárcenas, G. (2010). Effect of burning temperature on water repellency and aggregate stability in forest soils under laboratory conditions. *Geoderma*, 158(3-4), 366-374. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2010.06.004>