



Universidad
Zaragoza

Trabajo Fin de Grado

Efectos directos e inmediatos de una quema prescrita de erizón (*Echinospartum horridum*) sobre las propiedades físicas y químicas del suelo (Torla, Pirineo Central).

Direct and immediate effects of a prescribed burning of erizon (*Echinospartum horridum*) on the physical and chemical properties of the soil (Torla, Central Pyrenees).

Autor

Elena Vaquero Almárcegui

Director

David Badía Villas

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR
2020

Agradecimientos

Querría agradecer a todas las personas que han hecho posible este trabajo. A David Badía, por su dirección, orientación y ayuda en todo momento; a Clara Martí, por echarme una mano con la parte estadística, y por último, a Asunción Callizo y Belén Aguado, por haberme ayudado en el laboratorio.

Resumen

En los últimos años, como consecuencia de una serie de cambios socioeconómicos, los pastos del Pirineo Central han sufrido un abandono y una posterior recolonización por parte de algunas especies arbustivas como el erizón (*Echinopartum horridum*). Para recuperar estas comunidades pascícolas, se planteó el uso de quemas prescritas, las cuales consisten en el uso planificado del fuego para lograr unos objetivos precisos. Los efectos que estas quemas producen sobre el suelo son muy heterogéneos, aunque siempre se han limitado a un escaso espesor. En este trabajo se estudia el efecto directo e inmediato que una quema prescrita produce sobre determinadas propiedades físicas y químicas del suelo en Lussar, dentro del municipio de Torla-Ordessa (Sobrarbe, Huesca). Antes de la quema y tres días después, se muestreó un espesor de 0-3 cm del horizonte Ah y se determinó su pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico oxidable y disuelto, humedad, color, persistencia de la repelencia al agua, estabilidad estructural y densidad aparente. Antes de la quema, también se muestreó el horizonte orgánico y el erizón en fresco, para caracterizar el material combustible mediante la obtención de su biomasa y humedad. Dada la desinformación sobre el suelo en la zona de estudio, se caracterizó y clasificó (WRB) un perfil edáfico en la misma, mediante la determinación de sus propiedades físico-químicas habituales.

Entre los resultados obtenidos, destaca que el material combustible presenta una escasa biomasa y humedad. El suelo objeto de estudio es somero, está descarbonatado, tiene un pH neutro, su textura es franca, su estabilidad estructural elevada y el contenido en materia orgánica en el horizonte Ah es alto. En base a sus propiedades se clasifica como Eutric Leptic Regosol (Loamic, Humic). La quema prescrita ha tenido efectos significativos sobre la conductividad eléctrica y la estabilidad estructural, que aumentaron tras la quema, y sobre la densidad aparente, que disminuyó. El resto de las propiedades no se han visto alteradas significativamente, aunque algunas de ellas, como el carbono orgánico disuelto y la persistencia a la repelencia al agua, aumentaron considerablemente tras el fuego.

Palabras clave: quemas prescritas, matorralización, propiedades edáficas, material combustible, pastos.

Abstract

In recent years, as a result of several socio-economic changes, the grasslands of the Central Pyrenees have suffered an abandonment and a subsequent recolonization by some shrub species such as the *Echinopartum horridum*. In order to recover this grasslands, the use of prescribed burns was proposed, which consist in the planned use of fire to achieve an specific objective. The effects that these burns produce on the soil are very heterogeneous, although they always have been limited to a narrow thickness. This work studies the direct and immediate effects that a prescribed burning produce on certain physical and chemical properties of a soil in Lussar, belonging to Torla-Ordessa (Sobrarbe, Huesca). Before the burning and three days later, a 0-3 cm thickness of the Ah horizon was sampled and the following soil properties were determined: pH, electrical conductivity, oxidizable and dissolved organic carbon, moisture, colour, persistence of soil water repellency, aggregate stability and bulk density. Before the burning, the organic layer and fresh *Echinopartum horridum* were also sampled to characterize the combustible material and obtain the fuel load and moisture. Due to the lack of information of the soil in the study area, a soil profile was characterized and classified (WRB) by determining its standard physico-chemical properties.

Among the results obtained, it should be noticed that the fuel has a low biomass and moisture. The soil under study is shallow, decarbonated, has a neutral pH, loam texture, high aggregate stability and high levels of organic matter in the Ah horizon. Based on its properties, the soil was classified as Eutric Leptic Regosol (Loamic, Humic). The prescribed burn has significant effects on the electrical conductivity and aggregate stability, which has increased after the burning, and on the bulk density, which has decreased. The rest of the properties have not been significantly altered, although some of them, like dissolved organic carbon and the persistence of soil water repellency, increase considerably after the fire.

Key words: prescribed burnings, shrub encroachment, soil properties, combustible material, grasslands.

Índice

1.	Introducción	1
1.1.	Los pastos de montaña.....	1
1.1.1.	Abandono de pastos y proceso de matorralización.....	1
1.1.2.	Importancia de los pastos de montaña	3
1.2.	El erizón	4
1.3.	Quemas prescritas	5
1.4.	Efectos del fuego sobre las propiedades del suelo	7
1.5.	Efectos del fuego sobre las propiedades del suelo estudiadas	9
1.5.1.	Efectos sobre el pH	9
1.5.2.	Efectos sobre la conductividad eléctrica	10
1.5.3.	Efectos sobre el carbono orgánico oxidable y el carbono orgánico disuelto	10
1.5.4.	Efectos sobre la humedad	11
1.5.5.	Efectos sobre el color	11
1.5.6.	Efectos sobre la hidrofobicidad.....	12
1.5.7.	Efectos sobre la estabilidad estructural.....	13
1.5.8.	Efectos sobre la densidad aparente.....	14
2.	Justificación.....	15
3.	Objetivos	17
4.	Material y métodos	18
4.1.	Área de estudio	18
4.1.1.	Situación geográfica	18
4.1.2.	Características climáticas	18
4.1.3.	Vegetación	19
4.2.	Quema prescrita y muestreo.....	19
4.3.	Metodología analítica.....	21
4.3.1.	Preparación de las muestras para el análisis.....	21

4.3.2.	Procedimientos analíticos	21
4.3.3.	Análisis estadístico	35
5.	Resultados y discusión	36
5.1.	Caracterización del material combustible.....	36
5.1.1.	Biomasa	36
5.1.2.	Humedad.....	37
5.2.	Caracterización del perfil edáfico.....	39
5.3.	Cambios en el horizonte ah tras la quema prescrita	42
5.3.1.	pH.....	42
5.3.2.	Conductividad eléctrica.....	45
5.3.3.	Carbono orgánico oxidable y carbono orgánico disuelto	47
5.3.4.	Humedad.....	52
5.3.5.	Color.....	55
5.3.6.	Hidrofobicidad.....	56
5.3.7.	Estabilidad estructural	60
5.3.8.	Densidad aparente	63
6.	Conclusiones	67
7.	Bibliografía	68
8.	Anexos	79
8.1.	Anexo i	79
8.2.	Anexo ii.....	80

Índice de tablas

Tabla 1: Datos climáticos para el punto con coordenadas X, Y: 735686, 4725118. Fuente: Atlas climático de Aragón.....	19
Tabla 2: Puntos de muestro en la zona de control (C) según el sistema de referencia espacial UTM ETRS89 Huso 30.	20
Tabla 3: Puntos de muestro en la zona quemada (Q) según el sistema de referencia espacial UTM ETRS89 Huso 30.	20
Tabla 4: Procedimientos analíticos llevados a cabo para la determinación de los diferentes parámetros.....	22
Tabla 5: Clases de suelo en función del pH. Fuente: Badía y Martí (2017).	23
Tabla 6: Interpretación de los valores de la persistencia de la repelencia al agua. Fuente: Doerr et al. 1998.	28
Tabla 7: Interpretación de los valores de estabilidad estructural (% SAS) según el método de tamizado en húmedo de Kemper y Koch (1966).....	30
Tabla 8: Variación del tiempo de sedimentación respecto a la temperatura de la suspensión. Fuente: Badía y Martí (2017).	33
Tabla 9: Valores de la biomasa (g/m ²) de erizón y hojarasca ($\bar{x} \pm DE$) (n = 4).....	36
Tabla 10: Biomasa (g/m ²) de erizón y hojarasca en los diferentes pastos colonizados.	36
Tabla 11: Valores de humedad (%) para el erizón y la hojarasca ($\bar{x} \pm DE$) (n = 4).	37
Tabla 12: Propiedades físico-químicas del perfil edáfico.....	40
Tabla 13: Valores del pH ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.	42
Tabla 14: Resumen de las variaciones del pH en los estudios citados.	44
Tabla 15: Valores de la conductividad eléctrica ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.	45
Tabla 16: Resumen de las variaciones en la conductividad eléctrica del suelo en los estudios citados.	46
Tabla 17: Valores del carbono orgánico oxidable y disuelto ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.....	47

Tabla 18: Resumen de las variaciones del carbono orgánico oxidable en los estudios citados.....	50
Tabla 19: Valores del carbono orgánico disuelto ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.....	51
Tabla 20: Resumen de las variaciones del carbono orgánico disuelto en los estudios citados.....	52
Tabla 21: Valores de Humedad ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.....	52
Tabla 22: Resumen de las variaciones en el contenido de humedad en los estudios citados.....	54
Tabla 23: Valores de brillo y croma en seco ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.....	55
Tabla 24: Valores de brillo y croma en húmedo ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n = 4) para cada tratamiento.....	55
Tabla 25: Valores de persistencia de la hidrofobicidad ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.....	56
Tabla 26: Resumen de las variaciones de la hidrofobicidad en los estudios citados... ..	59
Tabla 27: Valores de estabilidad estructural ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.....	60
Tabla 28: Resumen de las variaciones en la estabilidad estructural en los estudios citados.....	62
Tabla 29: Valores de densidad aparente ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.....	63
Tabla 30: Resumen de las variaciones de la densidad aparente en los estudios citados.....	65
Tabla 31: Ficha de campo del perfil edáfico.....	79
Tabla 32: Matriz de correlación entre muestras control y quemadas (n=8). Profundidad 0-3 cm.....	80

Índice de figuras

Figura 1: Erizón durante la temporada de floración.....	4
Figura 2: Distribución del erizón (<i>Echinopartum horridum</i>) en los Pirineos. Fuente: Atlas de la flora del Pirineo.	5
Figura 3: Efectos en las propiedades biológicas, químicas y físicas en relación a los rangos de temperatura alcanzados en la superficie mineral del suelo y el tipo de quema inducida. Fuente: Santín y Doerr, 2016.....	8
Figura 4: Ubicación de Torla-Ordesa dentro del Sobrarbe y Aragón. Fuente: Ecelan en Image: Aragon municipalities.png	18
Figura 5: Localización del área quemada. El cuadrado blanco representa el área donde se tomaron las muestras de control y quemado.....	19
Figura 6: Diagrama triangular para la determinación de la clase textural USDA.	34
Figura 7: Valores de humedad (%) para las fracciones que componen el erizón ($\bar{x} \pm DE$) (n=4).....	37
Figura 8: Perfil edáfico	39

1. INTRODUCCIÓN

1.1. LOS PASTOS DE MONTAÑA

Según el Nomenclátor Básico de Pastos en España, los pastos se definen como “Cualquier recurso vegetal que sirve de alimento al ganado, bien en pastoreo o bien en forraje” (Ferrer et al., 2001). Pueden tener tanto un origen natural como agrícola y pueden ser de carácter arbóreo, arbustivo o herbáceo (Ferrer et al., 2008).

En cuanto a los pastos de puerto, estos son pastos de origen herbáceo, que son aprovechados por el pastoreo extensivo durante los meses de verano. Se localizan en los pisos alpinos, subalpinos y montanos de las montañas y, por lo general, son pastos con relativa humedad y de densidad alta, sobre los que pasta el ganado trashumante o transterminante (Ferrer et al., 2001).

Los pastos alpinos, subalpinos y montanos se diferencian en función de su origen y dinámica. Los primeros, forman unidades “permanentes” ecológicamente, es decir, son incapaces de evolucionar hacia comunidades arbustivas o forestales con las condiciones ambientales en las que se encuentran actualmente. Su estructura y composición florística depende más de los factores abióticos, como la escasez de suelo o los marcados contrastes térmicos, que de la intensidad del pastoreo (Gómez, 2008).

Por el contrario, los pastos subalpinos y montanos, son comunidades secundarias que se ganaron a los bosques localizados en dichos pisos mediante actuaciones antrópicas (Fillat et al., 2008). Como consecuencia de esto, la disminución o el cese de la actividad ganadera genera cambios en su estructura y composición florística, haciendo que éstos se vuelvan a transformar, paulatinamente, en los matorrales y bosques que eran en su origen (Gómez, 2008).

En los Altos Valles del Pirineo aragonés, los pastos de puerto ocupan una superficie aproximada de 86.500 hectáreas, lo que implica una ocupación total del 23'9%. Entre ellos, destacan principalmente los puertos de Sallent de Gállego, con 11.220 hectáreas, y de Torla, con 8.701 hectáreas (Ferrer et al., 2008).

1.1.1. *Abandono de pastos y proceso de matorralización*

Desde mediados del Holoceno, el hombre ha creado pastos a lo largo de todo el Pirineo Central (Nadal-Romero et al., 2018), eliminando la vegetación preexistente y originando así esta nueva comunidad vegetal secundaria que reemplazaría a los bosques y a los matorrales originales (Gartzia et al., 2014; Komac et al., 2013). Dicha

deforestación se llevó a cabo mediante el uso del fuego o de procedimientos mecánicos como la tala. El uso periódico de estas actividades, junto con el pastoreo de la ganadería extensiva, fueron de vital importancia a la hora de ayudar a conservar y mantener estos ecosistemas (Gartzia et al., 2014; Nadal-Romero et al., 2018).

Sin embargo, a mitad del siglo XX, los pastos del Pirineo comenzaron a sufrir una importante transformación (Nadal-Romero et al., 2018; Komac et al., 2013) debido a una serie de cambios socioeconómicos, así como en las políticas sobre el uso del fuego (Komac et al., 2013). El número de ganaderos descendió a causa del éxodo rural, lo que provocó un declive en las actividades ganaderas como el pastoreo y, como consecuencia, también en la explotación de los pastos (Gartzia et al., 2014).

El descenso de la carga ganadera, supuso una disminución en la frecuencia de las perturbaciones a las que las plantas herbáceas se veían sometidas y que tanto les favorecían, haciendo que el ecosistema evolucionase hacia sus estadios forestales (Reiné, 2017). Este proceso, mediante el cual los pastos son colonizados por especies leñosas que generalmente son desagradables o incomedibles para el ganado, se conoce como matorralización (Komac et al., 2013), y supone una de las amenazas más importantes para la conservación de los pastizales en las regiones montañosas de todo el mundo (Komac et al., 2011).

Una de las principales especies colonizadoras en los pastos del Pirineo Central es el erizón (*Echinopartum horridum*) (Girona-García et al., 2019), que primero facilita la entrada a especies leñosas como el enebro (*Juniperus communis*), los rosales (*Rosa* sp. pl.), los guillomos (*Amelanchier ovalis*), las aliagas (*Genista scorpius*) y las endrinas (*Prunus spinosa*) y, más adelante, a las carrascas (*Quercus ballota*), los quejigos (*Quercus cerroides*), el pino royo (*Pinus Sylvestris*) e incluso al pino negro (*Pinus uncinata*) si nos encontramos en su piso altitudinal (Badía et al., 2017a).

El erizón forma grandes manchas monoespecíficas que dificultan el establecimiento de las plantas herbáceas (Komac et al., 2011), suponiendo así un gran riesgo para la biodiversidad. Además de la disminución en la diversidad, podemos observar otras consecuencias y efectos negativos derivados de los procesos de matorralización tales como; el aumento del riesgo de incendios debido al aumento de la biomasa combustible (Gartzia et al., 2014), la pérdida de conectividad entre los pastos (Nadal-Romero et al., 2018), y los cambios en el uso del suelo y en las funciones del ecosistema al reducirse la cantidad de hábitats productivos destinados al pastoreo (Gartzia et al., 2014).

Según Gartzia et al. (2014), desde mediados de la década de los 80 hasta mitad de los 2000, el 19% de los pastos ubicados por debajo de los 2.100 msnm, y el 24% de los pastos localizados entre los 1.980 y los 2.000 msnm, han sufrido procesos de matorralización en el Pirineo Central. Además, el 35% de los matorrales han sido colonizados por los bosques (Nadal-Romero et al., 2018).

Los procesos de matorralización continuarán produciéndose en el futuro como consecuencia de la disminución de la ganadería extensiva y de los efectos producidos por el cambio climático (Nadal-Romero et al., 2018). La expansión del erizón se verá favorecida por el aumento de las temperaturas a largo plazo, que facilitará sus condiciones de regeneración y ayudará a su establecimiento en cotas superiores a su límite de distribución actual (Komac et al., 2013).

1.1.2. Importancia de los pastos de montaña

Los pastos secundarios constituyen unos ecosistemas ricos y diversos que nos brindan una serie de servicios socioeconómicos y ambientales (Nadal-Romero et al., 2018). Por todo ello, aunque estos no sean los ecosistemas originales de las montañas pirenaicas, es fundamental conservarlos para mantener sus valores tradicionales y productivos (Komac et al., 2013).

Los pastos de montaña son una importante fuente de alimento, ya que proporcionan forraje para los animales salvajes y para el ganado, contribuyendo así al desarrollo de la economía en las poblaciones de montaña. Además, el pastoreo extensivo de ganado supone una forma de producción alimentaria segura y más sostenible, que da trabajo a un billón de personas en todo el mundo (Nadal-Romero et al., 2018) y ayuda al mantenimiento de la población rural (Reiné, 2017).

En cuanto a su relevancia desde el punto de vista ambiental y ecológico, cabe destacar su papel en:

- El mantenimiento de la biodiversidad, tanto animal como vegetal (Reiné, 2017).
- La prevención de incendios; ya que actúan como cortafuegos, disminuyendo la cantidad de vegetación combustible (Nadal-Romero et al., 2018) y evitando los grandes incendios forestales (GIFs) (Costa Alcobierre et al., 2011).
- La regulación del ciclo hidrológico; previniendo inundaciones, disminuyendo la escorrentía, aumentando la infiltración y facilitando la recarga de los acuíferos (Reiné, 2017).

- El secuestro de carbono y la estabilización y fertilización del suelo (Reiné, 2017).

1.2. EL ERIZÓN

El erizón, *Echinopartum horridum* (Vahl) Rothm., es un arbusto de la familia *Fabaceae* (*Leguminosae*), con forma de almohadilla o cojinete (lo que se conoce como morfología pulviniforme) (Badía et al., 2017a), muy espinoso (Montserrat et al., 1984), que puede alcanzar unos 50 centímetros de altura y tener un diámetro de 1 o más metros (Yera, 2005).

Posee una raíz principal pivotante acompañada por raíces más finas que emergen de sus ramas, las cuales permiten que el arbusto se arraigue mejor y pueda expandirse lateralmente (Badía et al., 2017a). Sus folíolos son caducos y se mantienen verdes sólo desde abril a julio, mientras que sus tallos, que poseen un ápice espinoso, se mantienen verdes durante todo el primer año de vida (Marinas et al., 2004). Una vez transcurrido este tiempo, los tallos espinosos se secan y permanecen en las ramas por debajo de la cubierta verde del cojinete, lo que convierte al erizón en un arbusto muy inflamable (Montserrat et al., 1984).

Su floración se produce durante los meses de junio y agosto, dando lugar a unas inflorescencias muy vistosas, formadas por dos flores opuestas que presentan corolas amarillas (Figura 1). La legumbre, de forma oval y color negruzco en su madurez, puede contener dos semillas y, en algunos casos más inusuales, hasta tres (Badía et al., 2017a).



Figura 1: Erizón durante la temporada de floración.

Se trata de una especie endémica del Prepirineo, del Pirineo Central y de algunas partes del sur de Francia. Predomina en el Alto Aragón, pero podemos encontrarlo desde Galar, ubicado en Navarra, hasta el Port del Cantó en Lleida (Figura 2). Se localiza principalmente sobre sustratos calizos y su distribución abarca un amplio rango altitudinal, que va desde los 650 metros hasta los 2.344 (Badía et al., 2017a),

aunque es entre los 1.000 y los 1.700 metros donde alcanza su mayor abundancia (Marinas et al., 2004).

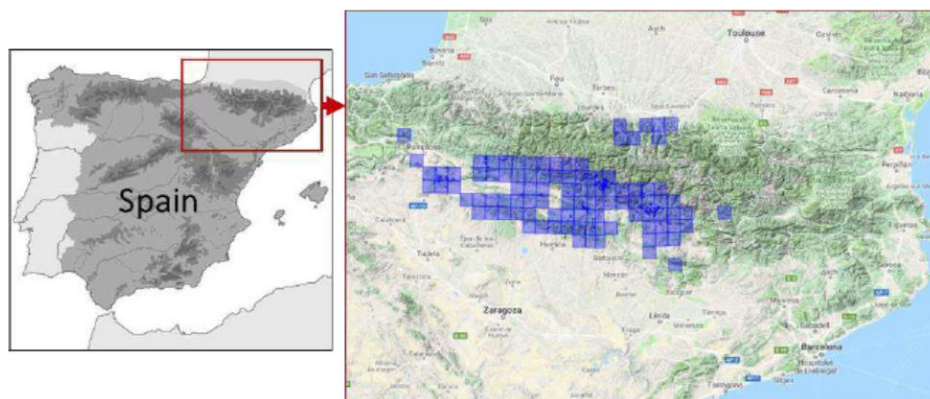


Figura 2: Distribución del erizón (*Echinopartum horridum*) en los Pirineos. Fuente: Atlas de la flora del Pirineo.

Las laderas pedregosas de solana y los crestones constituyen el hábitat primario de los erizones (Marinas et al., 2004), ya que estos están adaptados a unas condiciones de suelo escaso e insolación intensa (Montserrat et al., 1984). Sin embargo, también podemos encontrarlos en las umbrías de las zonas con una altitud inferior a los 800 metros (Marinas et al., 2004).

En la actualidad, dejando de lado estos hábitats primarios, podemos observar la presencia de erizones en situaciones topográficas bastante dispares. Estos, se distribuyen desde los niveles inferiores de los pisos montanos hasta los superiores de los subalpinos, formando parte de comunidades de *Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Quercus ballota*. En los niveles supraforestales, podemos encontrarlo colonizando pastos mesófilos y basófilos (Marinas et al., 2004).

El erizón es considerado una especie “edificadora” gracias a su capacidad para proteger el suelo, fijar nitrógeno y crear un mantillo que permite una mejora en la retención del agua y un aumento de la fertilidad (Montserrat et al., 1984). Sin embargo, como consecuencia de su carácter invasor, su aspecto espinoso y el incremento de sus poblaciones, es rechazado tanto por los ganaderos como por los gestores medioambientales y forestales. Cuando este coloniza áreas pastorales de gran interés, hay que sopesar su eliminación, mediante el desbroce mecánico o el uso de quemas prescritas periódicas, para así controlar su expansión (Marinas et al., 2004).

1.3. QUEMAS PRESCRITAS

El uso del fuego puede considerarse como una de las primeras herramientas que los seres humanos han empleado para modificar los ecosistemas más allá de la escala

local (Doerr et al., 2016). Se han encontrado pruebas que documentan su uso en los sistemas agrícolas desde hace miles de años (Giovannini, 2012). Sin embargo, en los últimos 200 años, se impuso una percepción negativa sobre la realización de estas prácticas (Doerr et al., 2016). Los ecologistas comenzaron a ver el fuego como una fuerza destructiva e indeseable para cualquier ecosistema. No fue hasta más adelante cuando los científicos empezaron a reconocer el uso potencial de las quemas como una herramienta de manejo (Giovannini, 2012). Observaron que algunos ecosistemas dependían del fuego, ya que este desempeñaba un papel fundamental en el desarrollo de su composición florística y faunística (Alcañiz et al., 2018).

Los pastos, una vez colonizados por el matorral, son incapaces de volver a su estado inicial por sí solos, necesitan la ayuda de las intervenciones antrópicas (Gartzia et al., 2014). Por ello, durante las últimas décadas, en el Pirineo Central, comenzaron a usarse las quemas prescritas como una herramienta de gestión de los ecosistemas, con el objetivo de frenar los procesos de matorralización y de recuperar los pastos que habían sido previamente colonizados (Girona-García et al., 2018a).

Las quemas prescritas pueden definirse como el uso planificado del fuego para lograr unos objetivos precisos que han sido claramente definidos (Fernandes et al., 2013). Se llevan a cabo durante los meses de otoño y primavera (Úbeda et al., 2018), y constituyen una técnica de manejo más práctica y económica en comparación con otros procesos mecánicos (Goldammer y Montiel, 2010).

Además de emplear las quemas prescritas para la recuperación de pastos, generando así nuevos rebrotes de plantas herbáceas nutritivas para el ganado, esta técnica también puede ser empleada para conseguir diversos objetivos. Otro de sus usos es la disminución de la frecuencia de incendios de gran intensidad, ya que gracias a las quemas prescritas se reduce la cantidad de combustible inflamable que se ha ido acumulando a lo largo de los años; sin embargo, también pueden ser útiles para contribuir a la regulación y el control de plagas y enfermedades, así como para preparar el suelo antes de la siembra (Afif KHoury y Oliveira Prendes, 2006).

No obstante, aunque las quemas prescritas aportan una serie de beneficios sociales, económicos y medioambientales (Úbeda et al., 2018), también pueden afectar a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Por ello, hay que llevar a cabo estas quemas bajo unas condiciones atmosféricas, de humedad del suelo, de combustible y topográficas que sean favorables (Girona-García et al., 2018a). De tal modo que, si las quemas se realizan en la estación adecuada y bajo unas buenas

condiciones, los efectos sobre las propiedades del suelo deberían ser mínimos, resultando una práctica beneficiosa (Alcañiz et al., 2018).

1.4. EFECTOS DEL FUEGO SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO

Existen numerosos estudios acerca de los efectos que el fuego ejerce sobre las propiedades edáficas (Certini, 2005). Estas modificaciones en sus propiedades físicas, químicas y biológicas no se producen siempre en la misma dirección, ya que se ven influenciadas por un gran número de factores que hacen que sus respuestas sean muy diversas (Mataix-Solera et al., 2009a).

El fuego puede afectar a las propiedades del suelo de forma directa como consecuencia de las temperaturas alcanzadas durante la quema (Celis et al., 2013) y de los procesos de combustión de la biomasa y la necromasa que hay sobre su superficie, así como de la materia orgánica, viva y muerta, que lo componen. Dichas propiedades también pueden verse afectadas de forma indirecta durante el periodo de recuperación post-incendio (Santín y Doerr, 2016) a causa de los cambios producidos en otros componentes del ecosistema, como la disminución en la cobertura vegetal (Celis et al., 2013).

Los impactos producidos por el fuego pueden tener efectos positivos, negativos o neutros sobre las propiedades edáficas (Fontúrbel Lliteras et al., 2017b). Además, también pueden variar de forma heterogénea tanto a escala espacial (Girona-García et al., 2018a) como temporal, dando lugar a cambios que sólo se manifiestan a corto o largo plazo o que incluso puede llegar a ser permanentes (Certini, 2005).

Los factores clave que determinarán la naturaleza de dichos impactos son la severidad, la intensidad y la duración del fuego. La severidad hace referencia a las temperaturas alcanzadas durante la quema y a sus tiempos de residencia, mientras que la intensidad se refiere a la velocidad a la que las llamas liberan su energía (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Los fuegos que presentan una alta severidad generan una mayor volatilización de nutrientes y una mayor destrucción de la cubierta vegetal, produciendo así una elevada erosión en el suelo haciendo que este pierda su calidad original. Por el contrario, se ha observado que los fuegos con baja severidad no producen cambios sustanciales sobre las propiedades edáficas (Mataix-Solera et al., 2009a).

Además, la severidad y la intensidad del fuego dependen de una serie de factores ambientales como: la cantidad, naturaleza y humedad del material combustible,

la temperatura y la humedad del aire, la velocidad del viento, la topografía (Certini, 2005), y el tipo de suelo y sus características (Úbeda et al., 2005).

Durante una quema, el calor liberado se transmite principalmente a la atmósfera, sólo el 10 ó 15% de la energía liberada durante los procesos de combustión es transferida al suelo (Girona, 2019). Los suelos son unos malos conductores térmicos, de tal forma que, aunque el fuego sea muy intenso, el calor no penetra hasta las capas más profundas, donde las temperaturas son notablemente más bajas que en la superficie (Badía et al., 2017b). Como consecuencia de todo esto, las alteraciones producidas en las propiedades edáficas sólo se limitan a los milímetros o centímetros más superficiales (Santín y Doerr, 2016). Se sabe que las quemas prescritas de erizón, en el peor de los casos, sólo causan efectos directos sobre un escaso espesor (1 a 3 centímetros) de suelo (Badía et al., 2017a).

En la Figura 3 se resumen los efectos que se producen sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo en función del rango de temperaturas alcanzado en su superficie (Santín y Doerr, 2016).

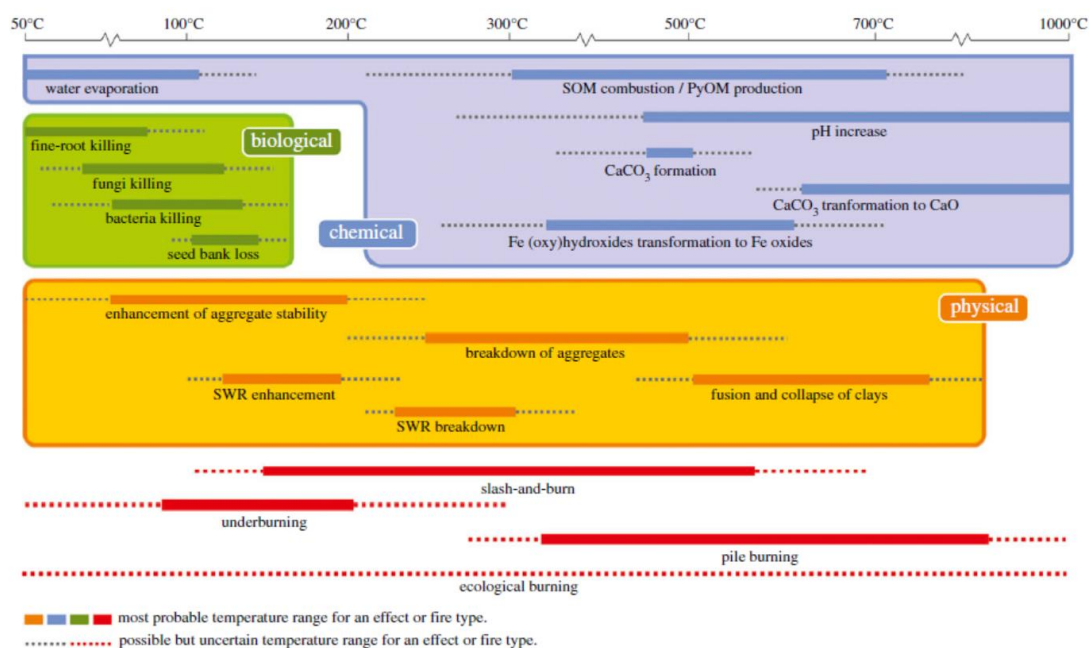


Figura 3: Efectos en las propiedades biológicas, químicas y físicas en relación a los rangos de temperatura alcanzados en la superficie mineral del suelo y el tipo de quema inducida. Fuente: Santín y Doerr, 2016.

A temperaturas inferiores a los 200°C son las propiedades biológicas las que se ven principalmente afectadas, aunque también se pueden observar cambios en algunas propiedades físicas como la repelencia al agua o la estabilidad de los agregados. Una vez superados los 200°C es cuando comienzan a producirse alteraciones en las

propiedades químicas del suelo, causadas principalmente por la combustión de la materia orgánica y la producción de componentes orgánicos pirogénicos. Es a estas temperaturas cuando también podemos observar una alteración en el resto de las propiedades físicas. Cuando las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo sobrepasan los 350°C, todavía se pueden observar algunos cambios en sus componentes minerales (Santín y Doerr, 2016).

La combinación de todas estas alteraciones (Santín y Doerr, 2016), junto con otros efectos indirectos como la pérdida de cobertura vegetal (Mataix-Solera y Guerrero, 2007), pueden dar lugar a unos suelos más frágiles (Santín y Doerr, 2016) y susceptibles a la erosión tanto hídrica como eólica (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

1.5. EFECTOS DEL FUEGO SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO ESTUDIADAS

1.5.1. Efectos sobre el pH

El pH hace referencia a la concentración de H^+ en la solución del suelo, midiendo el nivel de acidez o basicidad de este. Es un parámetro indicativo de la actividad biológica, de los procesos de hidrólisis y de la movilidad de nutrientes (Badía y Martí, 2017).

Las variaciones del pH están generalmente relacionadas con la intensidad del fuego. En los fuegos de baja intensidad, donde la combustión de la materia orgánica es muy baja, los cambios en el pH son insignificantes. Por el contrario, en los fuegos de altas intensidades con una elevada combustión de la materia orgánica, el pH puede sufrir grandes aumentos. Estos cambios se deben, principalmente, a la pérdida de los grupos OH de los minerales de las arcillas, a la formación de óxidos (Mataix-Solera, 1999) y al consumo de los ácidos orgánicos durante los procesos de oxidación de la materia orgánica (Úbeda et al., 2005).

Los aumentos también pueden producirse por el aporte de carbonatos, óxidos y cationes básicos procedentes de las cenizas (Celis et al., 2013). La solubilización de las cenizas provoca la hidrólisis de los cationes básicos que estas contienen, contribuyendo así al incremento del pH (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

Estas variaciones son efímeras y el pH irá reduciéndose progresivamente como consecuencia de la formación de nuevo humus y del lavado de cenizas. Además, la recuperación también dependerá de la capacidad tampón del suelo (Celis et al., 2013).

1.5.2. *Efectos sobre la conductividad eléctrica*

La conductividad eléctrica es un estimador del contenido de sales solubles presentes en el suelo (Badía y Martí, 2017).

Cuando en una quema se alcanzan temperaturas elevadas, cercanas a los 500°C, la conductividad eléctrica puede disminuir como consecuencia de la formación de óxidos y de partículas gruesas, así como por la destrucción de los minerales de la arcilla (Celis et al., 2013; Badía y Martí, 2003). Por el contrario, tras una quema en la que se alcanzan temperaturas moderadas, esta puede aumentar de forma significativa debido a la liberación de los iones inorgánicos procedentes de la combustión de la materia orgánica del suelo (Certini, 2005), y por la solubilización de los iones, contenidos en las cenizas, que se encontraban previamente inmovilizados (Mataix-Solera, 1999).

Al igual que ocurre con el pH, los aumentos en la conductividad eléctrica suelen ser efímeros. Esta va disminuyendo progresivamente con el paso del tiempo por el lavado y el arrastre de las cenizas (Celis et al., 2013).

1.5.3. *Efectos sobre el carbono orgánico oxidable y el carbono orgánico disuelto*

El carbono orgánico puede verse drásticamente afectado por la acción del fuego (Mataix-Solera y Guerrero, 2007) que provoca efectos variados y complejos (Fontúrbel Lliteras et al., 2017a), afectando tanto a su calidad como cantidad (Mataix-Solera, 1999). Dichos efectos dependerán principalmente de la intensidad y severidad alcanzadas por el fuego (Fontúrbel Lliteras et al., 2017a).

En las quemas de baja intensidad y severidad, el contenido de carbono puede aumentar gracias al aporte de restos vegetales semipirolizados (Mataix-Solera et al., 2009a). Sin embargo, en las quemas que han alcanzado unos niveles de intensidad altos o moderados, la cantidad de carbono orgánico se reduce en las capas más superficiales (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

El carbono orgánico está directamente relacionado con la materia orgánica del suelo (Badía y Martí, 2017). Su consumo significativo comenzará a producirse a partir de los 200-250°C, que es cuando el contenido de materia orgánica empieza a reducirse, hasta alcanzar los 460°C, cuando su consumo será total (Alcañiz et al., 2018). No obstante, también se pueden producir pérdidas en la materia orgánica, aunque de forma no significativa, a temperaturas relativamente bajas como pueden ser los 100°C (Úbeda et al., 2005).

El carbono orgánico disuelto es un componente minoritario de la materia orgánica, formado por un conjunto complejo de sustancias húmicas e hidrosolubles con diferentes pesos moleculares y tamaños. Tiene una alta proporción de carbono orgánico biodegradable disuelto que las bacterias heterótrofas pueden utilizar como fuente de carbono y energía; por ello, se trata de un componente de la fracción lábil de la materia orgánica (Badía y Martí, 2017). Además, al ser una fracción relativamente móvil, desempeña un papel importante a la hora de transportar nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Van den Berg et al., 2012).

Al igual que el resto de las fracciones lábiles del carbono, se ve severamente afectado por el fuego (Mataix-Solera et al., 2009a) dando lugar a respuestas muy variables (Wang et al., 2012). Este suele aumentar (Mataix-Solera et al., 2009a) gracias a la liberación de los carbohidratos procedentes de la lisis microbiana y por las alteraciones que se producen en la materia orgánica del suelo (Wang et al., 2012). En los suelos quemados, las reducciones en el carbono orgánico disuelto pueden ser debidas a su rápida asimilación o mineralización, o a su lixiviación hacia capas más profundas (Prieto-Fernández et al., 1998).

1.5.4. Efectos sobre la humedad

Tras la acción del fuego, la tendencia más habitual que se suele observar es la reducción en el contenido de humedad del suelo. Esto se debe, principalmente, a los aumentos de temperatura y a la desecación que el fuego provoca de forma inmediata (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

El aumento de la repelencia al agua, una menor tasa de infiltración (Vermeire, Wester et al., 2005), la disminución en la cantidad de materia orgánica (que ayudaba a mejorar la capacidad de retención de agua del suelo), junto con el aumento de la evaporación, causado por la reducción del albedo del suelo al oscurecerse tras el fuego (Kennard y Gholz, 2001) y por la pérdida de la cubierta vegetal protectora, también contribuyen a la pérdida de humedad (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

1.5.5. Efectos sobre el color

En los fuegos de baja intensidad, el suelo puede presentar un color más ennegrecido a causa de la acumulación de cenizas y de la hojarasca parcialmente quemada. El color oscuro hace que el suelo disminuya su albedo y aumente su tendencia al calentamiento, incrementando así su tasa de evaporación (Celis et al., 2013).

Además, el fuego también puede producir cambios significativos en el color del suelo en función de sus componentes. En los suelos ricos en hierro, se puede observar un enrojecimiento tras la acción del fuego a causa de las alteraciones en los óxidos de hierro. Este enrojecimiento comienza a manifestarse a partir de los 300°C y va aumentando progresivamente con la temperatura (Zavala et al., 2014).

1.5.6. *Efectos sobre la hidrofobicidad*

La hidrofobicidad, también conocida como repelencia al agua, es una propiedad del suelo que reduce su afinidad por el agua (Jordán et al., 2010). Esta pérdida de afinidad, disminuye la capacidad de infiltración de agua de los suelos, haciendo que estos se vean sometidos a una mayor erosión por el aumento de la escorrentía superficial (Fontúrbel Lliteras et al., 2017a). Se trata de una propiedad de gran importancia, ya que regula los principales procesos hidrológicos de los suelos y repercute de forma directa en el crecimiento de la vegetación (Mataix-Solera et al., 2011).

El fuego es capaz de afectar a la repelencia al agua aumentándola, disminuyéndola o incluso creándola en aquellos suelos que antes eran hidrofílicos (Alcañiz et al., 2018). Estas variaciones dependen de las temperaturas alcanzadas durante la combustión, del tiempo de residencia del calor, de la humedad del suelo y de la cantidad y el tipo de combustible (Fontúrbel Lliteras et al., 2017a). Además, presentan una gran heterogeneidad espacial debido al patrón irregular de la severidad del fuego (Certini, 2005). Sin embargo, cabe destacar que la hidrofobicidad no es una propiedad exclusiva de aquellos suelos que han sido quemados, también puede observarse de forma natural en suelos que no han sido afectados por el fuego, sobre todo en los primeros centímetros, donde es más habitual encontrar sustancias orgánicas hidrofóbicas (Mataix-Solera et al., 2011).

La repelencia al agua puede aparecer o incrementarse cuando se alcanzan los 175-200°C (Mataix-Solera et al., 2011; Alcañiz et al., 2018) y, si las temperaturas llegan a superar los 300°C, esta puede ser destruida (Zavala et al., 2014). Por debajo de los 175°C apenas hay variaciones en el comportamiento hidrofóbico de los suelos (González-Pérez et al., 2011). Algunos autores sostienen que la repelencia al agua inducida por el fuego es el resultado de una serie de reacciones químicas, ente las sustancias hidrofóbicas y las partículas del suelo, que se unen para formar compuestos aún más hidrofóbicos. Otros factores como la acumulación de cenizas y la volatilización de los compuestos orgánicos y su posterior condensación alrededor de los agregados que conforman el suelo, también pueden causar hidrofobicidad (Zavala et al., 2014).

La profundidad hasta la que llegan los efectos de la repelencia al agua depende de la temperatura alcanzada y de algunas características del suelo, como su humedad y el tamaño de sus partículas. Sin embargo, independientemente de cuál sea la severidad del fuego, sus efectos nunca van más allá de los 6-8 cm de profundidad (Certini, 2005).

1.5.7. Efectos sobre la estabilidad estructural

La estabilidad estructural es una medida que se utiliza para indicar la estabilidad física del suelo y se define como: “la resistencia de los agregados del suelo a desintegrarse por la acción de fuerzas externas, como el impacto de las gotas de lluvia o la humectación” (Velasco y Úbeda, 2014). La presencia de agregados estables desempeña un papel de gran importancia en los procesos formadores del suelo, ya que de estos dependen algunas de sus características como la aireación, la infiltración y la erodibilidad (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

El grado de estabilidad de los agregados tiene una gran influencia sobre los procesos de infiltración y erosión, por ello, en los suelos que han sufrido la acción del fuego y han perdido su cubierta vegetal protectora, la estabilidad estructural se convierte en una propiedad clave para la gestión del agua y la pérdida de nutrientes y materiales del suelo (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

La estabilidad estructural puede verse alterada tras la acción del fuego (Fontúrbel Llitéras et al., 2017a), sufriendo una serie de cambios difíciles de evaluar que dependen de muchos factores, entre los que se encuentran las propiedades del suelo o la intensidad y severidad del fuego (Velasco y Úbeda, 2014).

Las quemas de baja intensidad pueden tener efectos neutros sobre la estabilidad estructural o pueden incluso llegar a aumentarla. Por debajo de los 200°C (Girona-García et al., 2018b), la agregación aumenta gracias al incremento en el contenido de la materia orgánica del suelo producido por el aporte de materia vegetal semipirolizada (Mataix-Solera, 1999). Además, en las quemas de moderada o baja intensidad, también se puede observar un aumento en la estabilidad estructural causado por la creación de una capa hidrofóbica alrededor de la cara superficial de los agregados (Certini, 2005).

Por otro lado, en los fuegos de alta intensidad, donde se produce una gran combustión de la materia orgánica que actuaba como agente cementante, la estabilidad estructural sufre un descenso (Girona-García et al., 2018b). Sin embargo, hay que tener en cuenta que el suelo puede tener otros agentes cementante además de la materia orgánica (Mataix-Solera et al., 2011), como la arcilla, cuya fracción puede sufrir cambios

mineralógicos a causa del incremento de las temperaturas dando lugar a agregados más estables (Celis et al., 2013).

1.5.8. *Efectos sobre la densidad aparente*

La densidad aparente se define como la masa de suelo seco por unidad de volumen (Tan Nguyen, 2011), y es una propiedad del suelo que puede verse alterada por el fuego de forma muy heterogénea. Se ha observado que tras la acción del fuego esta puede aumentar, disminuir o incluso no sufrir cambio alguno. Su respuesta depende de diversos factores como la intensidad y la severidad del fuego, la presencia de agentes cementantes, y la humedad, textura (Alcañiz et al., 2018) y porosidad del suelo (Tan Nguyen, 2011).

La densidad aparente puede aumentar como consecuencia de la destrucción de las estructuras (Heydari et al., 2016), debido al colapso de los agregados órgano-minerales (Certini, 2005), y por la disminución de la porosidad (Heydari et al., 2016), ya que los poros se ven obstruidos por las cenizas y los minerales de la arcilla que han sido liberados durante el fuego (Certini, 2005). Además, la disminución en el contenido de materia orgánica también contribuye al aumento de la densidad aparente, sobre todo en aquellas quemadas en las que se alcanza una elevada intensidad (Heydari et al., 2016).

El aumento de la densidad aparente y, por tanto, una reducción de la porosidad, puede provocar una disminución en la capacidad de retención de agua de los suelos, haciendo que estos sufran una mayor erosión a causa del incremento de la escorrentía superficial (Mataix-Soleda et al., 2011).

2. JUSTIFICACIÓN

El suelo, es un medio muy complejo, que sirve como soporte esencial de los sistemas naturales (Alcañiz et al., 2018) y permite el crecimiento de la vegetación sobre la superficie terrestre, ayudando así tanto de forma directa como indirecta al desarrollo de la mayoría de las formas de vida que habitan la Tierra. Los suelos permitieron el desarrollo de los agro-ecosistemas creados por el hombre, contribuyendo así al incremento de sus poblaciones y a un mayor desarrollo de las sociedades. Además, también desempeñan un papel importante en el ciclo del carbono y el ciclo hidrológico, ya que constituyen una de las principales reservas de carbono orgánico y actúan como filtradores y almacenadores de agua (Santín y Doerr, 2016).

Para que un suelo pueda desarrollarse de forma completa se necesita que transcurran varios siglos e incluso millones de años, por ello, se considera uno de los recursos no renovables, a escala humana, más importantes del planeta (Santín y Doerr, 2016). Cualquier proceso de degradación que suponga un gran deterioro en sus propiedades, reduciendo notablemente su calidad, es probable que pueda tener consecuencias irreversibles (Alcañiz et al., 2018).

El fuego es uno de los factores principales que pueden producir grandes cambios en los ecosistemas terrestres. Es capaz de modificar las propiedades edáficas, alterar los procesos hidrológicos y aumentar la erosión (Montoya et al., 2014). España es uno de los países mediterráneos más afectados por los incendios (González-Pérez et al., 2011) que, en las últimas décadas, han aumentado en intensidad y frecuencia (Montoya et al., 2014) debido a los cambios socioeconómicos que se han producido. Esta situación ha provocado una alteración en los regímenes de incendios, haciendo que sea necesario llevar a cabo una inversión no sólo en su prevención, sino también en la investigación, con el fin de analizar la situación de los suelos tras dicha perturbación (Celis et al., 2013).

Las quemas prescritas, además de ayudar a la recuperación de pastos y a disminuir la frecuencia de los incendios de gran intensidad (Afif Khouri y Oliveira Prendes, 2006), presentan un escenario interesante a la hora de llevar a cabo dichas investigaciones, ya que pueden ser útiles para conocer los cambios que se han producido en las propiedades edáficas y también nos pueden ayudar a comprender los mecanismos de recuperación y adaptación de los ecosistemas (Fernandes et al., 2013).

Por tanto, teniendo en cuenta lo importante que es el suelo para los ecosistemas terrestres y el desarrollo de la vida y, conociendo que el fuego puede alterar sus

propiedades, es de vital importancia estudiar casos bajo diferentes condiciones como las que aquí se presentan.

3. OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo de fin de grado es determinar si la quema prescrita de erizón (*Echinopartum horridum*) de escaso porte (por una quema previa en 2008) genera algún efecto directo e inmediato sobre las propiedades físicas y químicas del suelo.

Para ello se proponen los siguientes objetivos específicos:

1. Caracterizar el material combustible mediante la obtención de la biomasa (g/m^2) del erizón y la hojarasca (horizonte O), tanto en fresco como en seco. También se determinará la humedad (%) de ambos; en el caso del erizón, se determinará la humedad total y de cada una de las fracciones que lo componen (tallos verdes, tallos secos y ramas).
2. Caracterizar, y clasificar según la WRB, el perfil edáfico (Ah-C-R) mediante su descripción y la determinación de las propiedades físicas y químicas habituales: elementos gruesos, color, pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico oxidable, carbono orgánico disuelto, repelencia al agua, estabilidad estructural y granulometría.
3. Caracterizar los 3 centímetros más superficiales del horizonte Ah, antes y después de la quema, a través de una serie de propiedades físicas (humedad, color, repelencia al agua, estabilidad estructural y densidad aparente) y químicas (pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico oxidable y carbono orgánico disuelto).

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDIO

4.1.1. Situación geográfica

El área de estudio que comprende este trabajo se localiza en el Pirineo Central, en la comarca del Sobrarbe (Huesca, NE de España), más concretamente en la partida de Lusarre, ubicada dentro del término municipal de Torla-Ordesa (Figura 4). Se trata de una ladera situada a una altitud de 1.736 metros sobre el nivel del mar (msnm), orientada al sur, con un 60% de pendiente y un 50% de pedregosidad superficial.

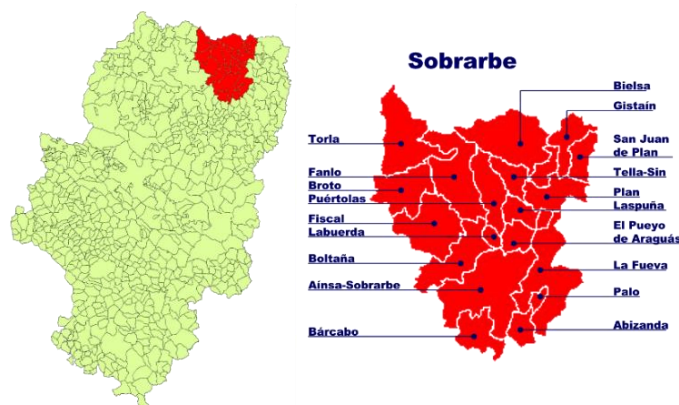


Figura 4: Ubicación de Torla-Ordesa dentro del Sobrarbe y Aragón. Fuente: Ecelan en Image: Aragon municipalities.png

4.1.2. Características climáticas

El área de estudio presenta un clima de montaña, característico de aquellas partes del Sobrarbe que se encuentran por encima de los 1.500-1.800 metros. Este clima está especialmente marcado por las temperaturas, cuyo promedio anual ronda los 5°C (o los 0°C en el caso de las cumbres más altas), con veranos frescos e inviernos muy fríos. Las precipitaciones son abundantes y habitualmente superan los 1.500 mm anuales (Cabrera et al., 2007).

A continuación, se muestra una tabla (Tabla 1) con la precipitación (mm) y las temperaturas medias (°C), mensuales y anuales, para la zona de estudio:

Tabla 1: Datos climáticos para el punto con coordenadas X, Y: 735686, 4725118. Fuente: Atlas climático de Aragón.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Tmed (°C)	0	1	3'6	5'4	9'5	13'9	17'6	17'4	14	9'1	4'4	2'2	8'2
Precip (mm)	119	82	72	115	145	115	71	90	107	130	126	146	1319

4.1.3. Vegetación

La ladera se encuentra principalmente cubierta por erizón (*Echinopartum horridum*), aunque también podemos observar otras especies como el enebro (*Juniperus communis*), el cervuno (*Nardus stricta*), la brechina (*Calluna vulgaris*) o el pino negro (*Pinus uncinata*). En los alrededores de la ladera podemos encontrar pinos silvestres (*Pinus sylvestris*), boj (*Buxus sempervirens*), aliagas (*Genista scorpius*) y rosales silvestres (*Rosa canina*).

4.2. QUEMA PRESCRITA Y MUESTREO

La quema prescrita fue llevada a cabo por el Equipo de Prevención Integral de Incendios Forestales de Huesca, también conocido como EPRIF, el día 25 de marzo de 2019. Se quemó un área de la ladera, equivalente a unas 15 hectáreas (Figura 5), cubierta principalmente por erizón, con el objetivo de eliminarlo. Esta zona había sido quemada anteriormente en 2008.



Figura 5: Localización del área quemada. El cuadrado blanco representa el área donde se tomaron las muestras de control y quemado.

Tras la quema, la ladera quedó cubierta por cenizas negras, aunque también se observaron parches con cenizas blancas. El horizonte orgánico fue completamente

calcinado y los agregados superficiales se vieron alterados, ya que se rompían con facilidad al tocarlos. Quedaron restos de ramas basales de erizón (de menos de 1 cm de diámetro y 5 cm de altura) chamuscadas y las raíces finas no se quemaron. Teniendo en cuenta estas observaciones, y los criterios establecidos por Parsons et al. (2010), se estimó que la quema prescrita fue de severidad moderada.

La toma de muestras fue llevada a cabo por el grupo de investigación FUEGOSOL, de la universidad de Zaragoza. Primero, se realizó un muestreo antes de la quema prescrita con el fin de obtener las muestras de control. A los pocos días, el 28 de marzo del 2019, una vez enfriada la superficie quemada, se volvió a llevar a cabo el segundo muestreo. Los puntos se eligieron mediante el sistema de muestreo regular en zig-zag o al tresbolillo.

Los puntos de muestro para la zona de control (C) fueron los siguientes (Tabla 2):

Tabla 2: Puntos de muestro en la zona de control (C) según el sistema de referencia espacial UTM ETRS89 Huso 30.

	Control 1	Control 2	Control 3	Control 4
Coordenada X	0735629	0735627	0735633	0735629
Coordenada Y	4725132	4725135	4725137	4725140

En cada punto de muestreo, en una superficie de 30x30 cm (exceptuando el punto 1, cuya superficie fue 35x35 cm), se muestreó: erizón en verde, un espesor milimétrico de horizonte orgánico, Oi (hojarasca) y un espesor de 3 cm del horizonte Ah. Para muestrear el horizonte Ah se emplearon cilindros de 5 cm de diámetro y 3 cm de alto.

Los puntos de muestro para la nueva zona de superficie quemada (Q) fueron los siguientes (Tabla 3):

Tabla 3: Puntos de muestro en la zona quemada (Q) según el sistema de referencia espacial UTM ETRS89 Huso 30.

	Quemado 1	Quemado 2	Quemado 3	Quemado 4
Coordenada X	0735630	0735627	0735627	0735628
Coordenada Y	4725130	4725132	4725134	4725141

En este caso, al igual que en el muestro realizado anteriormente, se muestreó un espesor de 3 cm del horizonte Ah.

Además, en la base de la ladera, cerca de la pista forestal, se muestreó un perfil de suelo (Ah-C-R) que presentaba unos 30-40 cm de espesor.

4.3. METODOLOGÍA ANALÍTICA

4.3.1. Preparación de las muestras para el análisis

Una vez recogidas las muestras de suelo control y quemado (3 cm horizonte Ah), estas se tamizaron a 2 mm de malla para separar los elementos gruesos de la tierra fina. A continuación, la tierra fina fue almacenada en el frigorífico del laboratorio, a una temperatura aproximada de 4°C, para su conservación en fresco. Para aquellos análisis en los que no era necesario partir de una muestra fresca, se tomó una porción de esta y se procedió a su secado, al aire o en la estufa, según lo especificado en el procedimiento analítico a seguir.

Las muestras correspondientes a los horizontes minerales (Ah-C) del perfil se conservaron directamente secadas al aire, y fueron sometidas al mismo proceso de tamizado que las muestras de control y quemado. En el caso de los análisis que requiriesen muestra tamizada y secada en la estufa, se cogió una porción de esta y se procedió a su secado mediante dicho procedimiento.

Las muestras de erizón se conservaron en la cámara frigorífica, a una temperatura entre los 4 y los 6°C, hasta el momento de su análisis. Para su análisis, se separó el erizón en tres fracciones diferentes; la fracción de “tallos verdes”, que comprendía aquellas partes del erizón más superficiales y de un color verdoso. La fracción de “tallos secos”, situada entre los tallos verdes y la fracción de las ramas, de un marrón claro y aparentemente más seca que la fracción de tallos verdes. Y, por último, la fracción de las “ramas”, que corresponde a aquellos tallos situados en la base del erizón más gruesos y leñosos.

4.3.2. Procedimientos analíticos

Los análisis se llevaron a cabo en los laboratorios de la Escuela Politécnica Superior de Huesca correspondientes al área de Edafología y Química Agrícola, dentro del departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural.

En la tabla 4 se pueden observar los procedimientos analíticos seguidos para la determinación de los diferentes parámetros en las muestras de control y quemado (3 cm horizonte Ah), en los horizontes minerales del perfil, en el erizón y en la hojarasca:

Tabla 4: Procedimientos analíticos llevados a cabo para la determinación de los diferentes parámetros.

Parámetro	Procedimiento analítico
pH	Método potenciométrico
Conductividad Eléctrica	Método conductimétrico
Carbono orgánico disuelto	Digestión ($K_2Cr_2O_7$ y mezcla biácida de H_2SO_4 y H_3PO_4) y valoración (Sal de Mohr)
Carbono orgánico oxidable	Método de oxidación por vía húmeda
Humedad del suelo	Secado al aire
Humedad del erizón	Secado en estufa
Humedad de la hojarasca	Secado en estufa
Color	Tabla Munsell
Hidrofobicidad	Persistencia de la repelencia al agua (WDPT)
Estabilidad estructural	Tamizado húmedo
Elementos gruesos	Tamizado
Granulometría	Método de sedimentación discontinua
Densidad aparente	Método del cilindro

Todos los parámetros fueron analizados tanto en las muestras de control y quemado como en las muestras de los horizontes minerales del perfil, exceptuando los elementos gruesos y la granulometría, que sólo fueron analizados en los horizontes minerales; y la densidad aparente, que sólo fue analizada en las muestras de control y quemado. En cuanto al erizón y la hojarasca, sólo se determinó su contenido de humedad.

A continuación, se van a describir detalladamente los procedimientos analíticos seguidos para la determinación de los parámetros nombrados anteriormente:

- Determinación del pH

El pH se determinó mediante el método potenciométrico, descrito en Badía y Martí (2017), con un pH-metro previamente calibrado con soluciones tampón o *buffer* de pH 4 y 7.

Para poder hacer la medición correctamente, se necesita una suspensión de suelo-agua con una relación de 1:2'5. Para ello, se toman 10 g de muestra de suelo

secado al aire y se introducen en un vaso de plástico. A continuación, se añaden 25 mL de agua destilada para así conseguir dicha relación.

Una vez obtenida la suspensión, esta se remueve en un agitador orbital durante unos 30 minutos y se deja reposar. Después, se introduce con mucho cuidado el electrodo del pHmetro, y se espera a que su lectura se estabilice para así obtener finalmente el valor del pH actual o pH (H₂O).

En la siguiente tabla (Tabla 5) se muestran las diferentes clases de suelo en función de los valores del pH actual:

Tabla 5: Clases de suelo en función del pH. Fuente: Badía y Martí (2017).

Clases	pH (H ₂ O) 1:2'5
Muy Ácido	4'2-5
Ácido	5'1-6'5
Neutro	6'6-7'5
Básico	7'6-8'7
Muy básico	>8'7

- Determinación de la conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica se determinó mediante el método conductimétrico, descrito en Badía y Martí (2017), empleando un conductímetro, previamente calibrado, con una solución de cloruro potásico (KCl) con una conductividad de 1413 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

Para poder hacer la medición, este método también necesita una suspensión de suelo-agua, pero en este caso, con una relación de 1:5. De tal forma que, se aprovecha la suspensión obtenida previamente para las mediciones del pH, y se le añaden otros 25 mL de agua destilada para así poder obtener dicha relación.

El conductímetro se introduce en la suspensión, con cuidado, y se espera a que este de una señal estable, obteniendo así el valor de la conductividad eléctrica expresado en $\mu\text{s}/\text{cm}$.

- Determinación del carbono orgánico oxidable

El carbono orgánico oxidable se determinó mediante el método de oxidación por vía húmeda descrito en Badía y Martí (2017). Primero, se lleva a cabo una digestión de la muestra con ácido crómico (H₂Cr₂O₄), lo que hace que la materia orgánica del suelo se oxide gracias a la acción del ión Cr⁺⁶ en un medio ácido. Después, se realiza una valoración con Sal de Mohr para así eliminar el exceso del ácido. En este método se

aconseja hacer todas las pruebas por duplicado, a excepción del blanco, que tendrá que hacerse por triplicado.

Se toman 0'1 g de muestra de suelo secado al aire, y se colocan dentro de un tubo de ensayo Pyrex teniendo mucho cuidado de que no quede ninguna partícula de suelo pegada a las paredes. A continuación, se añaden 10 mL de ácido crómico 0'4 N, se agita la muestra, y se mete dentro de un digestor a 150°C de temperatura durante 5 minutos. Después de haberse producido la digestión, se deja enfriar los tubos de ensayo en un baño de agua, y una vez que estos ya están fríos, se trasvasa su contenido a un Erlenmeyer de 250 mL con ayuda de 90 mL de agua destilada. Por último, se añaden 3 ó 4 gotas del indicador, en este caso ferroína, y se lleva a cabo la valoración con Sal de Mohr 0'2 N. La valoración termina cuando las muestras pasan de su color original, naranja en el caso de las muestras poco orgánicas y verde para las más orgánicas, a un color rojizo.

Mediante la siguiente expresión se obtendrá el porcentaje de carbono orgánico oxidable:

$$\text{Carbono oxidable (\%)} = \frac{B - U}{B} \cdot \frac{1'2}{n}$$

Donde:

- B son los mL de sal de Mohr consumidos en la valoración del blanco.
- U son los mL de sal de Mohr consumidos en la valoración de las muestras de suelo.
- n es el peso en gramos de la muestra de suelo.

Si multiplicamos por 10 el porcentaje de carbono, obtendremos el carbono orgánico oxidable en g/Kg.

- Determinación del carbono orgánico disuelto

El carbono orgánico disuelto se obtiene mediante el método descrito por Vance et al (1987), que consiste en la digestión y la valoración de un extracto acuoso con una relación suelo-agua de 1:5. Esta relación es la misma que se necesitaba para la medición de la conductividad eléctrica, por lo tanto, se usará la suspensión preparada en dicho proceso como punto de partida.

Una vez obtenida la conductividad eléctrica, se introducen las muestras en la centrifugadora durante 5 minutos y después se filtran. Se toma una alícuota de 4 mL de

la muestra ya filtrada, y se vierte en un tubo de ensayo. Después, se añaden 2 mL de una disolución de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), 10 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) y 5 mL de ácido fosfórico (H_3PO_4), y se digiere la muestra durante 30 minutos a $150^\circ C$. Una vez transcurrido este tiempo, se enfrían los tubos en un baño de agua fría, y se traslada su contenido a un matraz Erlenmeyer con la ayuda de 90 mL de agua destilada. A continuación, se procede a la valoración con Sal de Mohr (40 mM), utilizando ferroína como indicador.

En este proceso también es necesario preparar dos blancos, para ello, se toman 4 mL de agua destilada y se someten al mismo proceso de digestión y valoración que las muestras.

Mediante la siguiente ecuación se obtendrá el carbono orgánico disuelto en μg C/g suelo:

$$\text{Carbono orgánico disuelto } (\mu g \text{ C/g suelo}) = [\text{Mohr}] \cdot 3 \cdot (x_b - x_m) \cdot \frac{A}{nB}$$

Donde:

- [Mohr] es la concentración de la Sal de Mohr en mmol.
- X_b , son los mL gastados en la valoración del blanco.
- X_m , son los mL gastados en la valoración de la muestra.
- A, el volumen total del extracto del suelo (mL).
- n, el volumen de la alícuota de extracto analizada (mL).
- B, la masa de suelo seco extraído (g).

- Determinación de la humedad del suelo

La humedad se determinó mediante el método de secado al aire.

Para ello, se toma una porción de muestra de suelo fresco, se deposita en una tarrina de aluminio previamente tarada, y se anota su peso exacto (peso en húmedo). A continuación, se deja secar la muestra al aire en el laboratorio y se va pesando cada día hasta que su peso se haya estabilizado (peso en seco).

La humedad, que se expresa en porcentaje respecto al peso de suelo seco, se obtiene mediante la siguiente ecuación:

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

Donde:

- P es el peso del suelo húmedo en gramos.
- P' es el peso del suelo seco en gramos.

- Determinación de la humedad del erizón

La humedad del erizón se determinó mediante el método de secado en estufa. Primero, se obtiene la humedad para cada una de las fracciones del erizón (tallos verdes, tallos secos y ramas) y, mediante una media ponderada, se obtiene finalmente su humedad total.

Se toma una porción de erizón fresco y se corta dividiéndolo en dichas fracciones. Después, las muestras de cada fracción del erizón se colocan en una bandeja de aluminio previamente tarada y se pesan, obteniendo así su peso en fresco. A continuación, se introducen en la estufa, a 105°C durante 48h. Una vez transcurrido este tiempo, se sacan las muestras de la estufa, se dejan enfriar un par de minutos y se vuelven a pesar, obteniendo así el peso seco.

La humedad de las fracciones, que se expresa en porcentaje respecto al peso de erizón seco, se obtiene mediante la siguiente ecuación:

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

Donde:

- P es el peso del erizón fresco en gramos.
- P' es el peso del erizón seco en gramos.

Por último, para calcular el porcentaje de humedad de todo el erizón, se hace una media ponderada a partir de los porcentajes de humedad correspondientes a cada una de las fracciones. Para ello, se observa cuál es el porcentaje de cada fracción presente en el erizón, y se calcula mediante la siguiente expresión:

$$\text{Humedad total (\%)} = \frac{(H_{TV} \cdot TV) + (H_{TM} \cdot TM) + (H_R \cdot R)}{TV + TM + R}$$

Donde:

- H_{TV} es el porcentaje de humedad de la fracción de tallos verdes.
- H_{TM} es el porcentaje de humedad de la fracción de tallos secos.

- H_R es el porcentaje de humedad de la fracción de ramas.
- TV es el porcentaje de tallos verdes presentes en el erizón.
- TM es el porcentaje de tallos secos presentes en el erizón.
- R es el porcentaje de ramas presentes en el erizón.

- Determinación de la humedad de la hojarasca

La humedad de la hojarasca se determinó mediante el método de secado en estufa.

Para ello, se toma una porción de muestra de hojarasca, se deposita en una tarrina de aluminio previamente tarada, y se anota su peso exacto (peso en húmedo). A continuación, se introduce en la estufa a 105°C y, una vez que han pasado 48h, se saca la muestra de la estufa, se deja enfriar un par de minutos y se vuelve a pesar (peso en seco).

La humedad, que se expresa en porcentaje respecto al peso seco, se obtiene mediante la siguiente ecuación:

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

Donde:

- P es el peso de la hojarasca húmeda en gramos.
- P' es el peso de la hojarasca seca en gramos.

- Determinación del color

El color se determinó mediante comparación directa, utilizando las tablas de Munsell, tal y como se describe en Badía y Girona (2017). Se aconseja realizar este procedimiento bajo la luz natural, ya que la luz procedente de fuentes artificiales de iluminación, como los fluorescentes, podría falsear los resultados.

Se toma una pequeña porción de tierra fina secada al aire, con una cucharilla o una espátula, y se observa en las tablas cuál es el color exacto que le corresponde o al que más se asemeja. La caracterización del color se hace a partir del matiz (hue), el brillo (value) y la intensidad cromática (chroma).

Además de determinar el color en seco, también se determinó en húmedo. En el caso de las muestras de control y quemado, se tomó una porción de las muestras de suelo fresco y se siguió el mismo procedimiento. Para los horizontes minerales, de los

que sólo se tienen muestras secadas al aire, se humedeció ligeramente la porción de la muestra tomada para determinar su color en húmedo.

- Determinación de la hidrofobicidad

La hidrofobicidad se determinó mediante el método de persistencia de la repelencia al agua (WDPT), descrito en Badía y Martí (2017).

Se toma una muestra de suelo seco al aire y, con una micropipeta de 0'05 mL, se aplican tres gotas de agua destilada sobre dicha muestra. A continuación, se mide el tiempo que éstas tardan en infiltrarse completamente. Dependiendo de los segundos que lleve dicho proceso, el grado de hidrofobicidad del suelo será mayor o menor, y se encontrará dentro de una clase determinada.

En la siguiente tabla (Tabla 6) se puede observar las clases a las que pertenece el suelo en función del tiempo (s) que tarda la gota en infiltrarse:

Tabla 6: Interpretación de los valores de la persistencia de la repelencia al agua. Fuente: 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

- Determinación de la estabilidad estructural

La estabilidad estructural se determinó mediante el método de tamizado por vía húmeda, descrito en Badía y Martí (2017), que emplea la metodología propuesta por Kemper y Koch (1966). Dicho método requiere trabajar con un tamaño de agregados entre 1 y 2 mm, los cuales serán sometidos a un proceso de agitación y tamizado en

húmedo, con agua destilada, en un tamizador automático. Este tratamiento simula las fuerzas de fraccionamiento que la escorrentía ejerce sobre el suelo.

Se toma una porción de muestra tamizada a 2 mm secada al aire, y se hace pasar por un tamiz con 1 mm de malla, para así obtener el rango de agregados deseado. Después, se toman 4 g de dichos agregados y se depositan dentro de los pequeños tamices (de 0'25 mm de luz de malla) colocados en los orificios de la tapa de la máquina. Además, se añaden 80 mL de agua destilada en cada una de las cubetas.

Una vez que se ha llevado a cabo el procedimiento anterior, se coloca la tapa sobre la máquina de tal forma que cada uno de los pequeños tamices que contienen la muestra de agregados estén dentro de las cubetas con agua destilada. A continuación, se enciende el tamizador automático y se deja funcionar durante 5 minutos. Transcurrido este tiempo, se lavan, con agua destilada, los agregados inalterados que han quedado en el tamiz. Este proceso de lavado hay que realizarlo con sumo cuidado, ya que se tiene que eliminar la parte de la muestra desagregada que puede colapsar la malla.

Después de lavar los tamices, se trasvasa su contenido a unas tarrinas de aluminio, previamente taradas (M_1), con ayuda de agua destilada, y se dejan secar en la estufa, a 105°C durante 24 horas aproximadamente, que es el tiempo que tardan en alcanzar un peso estable. Pasadas las 24 horas, las muestras se sacan de la estufa, se dejan enfriar un par de minutos y se pesan (M_2).

Para eliminar los agregados estables que todavía han perdurado, la muestra se disuelve durante 2 horas, añadiendo 50 mL de difosfato tetrasódico. Al cabo de este tiempo, se pasa el contenido de la tarrina por el tamiz de 0'25 mm de malla, y se rompen los agregados, cuidadosamente, con ayuda de una varilla de goma deformable. A continuación, la muestra se lava con agua destilada hasta que en el tamiz sólo quedan las partículas de arena superiores a los 0'25 mm, y se trasvasa su contenido a la misma tarrina de aluminio en la que estaba anteriormente. Por último, se seca su contenido en la estufa, como hemos hecho anteriormente, y una vez transcurridas las 24 horas, se saca la muestra de la estufa y se vuelve a pesar (M_3).

El porcentaje de agregados estables (% SAS) se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$\% SAS = \frac{M_2 - M_3}{W - (M_3 - M_1)} * 100$$

Donde:

- W es el peso inicial de la muestra de suelo en gramos.
- M₁ es la tara de la tarrina de aluminio en gramos.
- M₂ es el peso de la tarrina de aluminio, los agregados estables y la arena en gramos.
- M₃ es el peso de la tarrina de aluminio y la arena en gramos.

Para la interpretación de los resultados, se propone la siguiente tabla (Tabla 7):

Tabla 7: Interpretación de los valores de estabilidad estructural (% SAS) según el método de tamizado en húmedo de Kemper y Koch (1966).

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

- Determinación de los elementos gruesos

Los elementos gruesos se determinaron mediante el método de tamizado descrito en Badía y Martí (2017). Para ello, se partió de la totalidad de la muestra de tierra de los horizontes minerales.

Primero, se deja que la tierra se seque al aire. Una vez secada, con ayuda de un rodillo de madera o de goma, se deshacen los terrones y agregados. Hay que tener cuidado a la hora de pasar el rodillo, ya que hay que evitar que los nódulos o los elementos gruesos de la muestra sean destruidos. A continuación, se procede al tamizado, con un tamiz de 2 mm de malla, para separar la tierra fina (aquellos elementos con un diámetro aparente menor a los 2mm) de los elementos gruesos (piedras, gravas, etc.).

Una vez que toda la muestra ha sido tamizada, se pesa por un lado la fracción correspondiente a la tierra fina, y por otro, la correspondiente a los elementos gruesos.

Mediante la siguiente expresión se obtendrá el porcentaje de elementos gruesos:

$$\text{Elementos gruesos (\%)} = \frac{P_{EG}}{P_{TF}} * 100$$

Donde:

- P_{EG} es el peso en gramos de los elementos gruesos.
- P_{TF} es el peso en gramos de la tierra fina.

- Determinación de la granulometría

La granulometría se determinó mediante el método de sedimentación discontinua descrito en Badía y Martí (2017), que tiene como objetivo determinar la distribución del tamaño de las partículas minerales del suelo. Este procedimiento se divide en tres partes; primero, se lleva a cabo una individualización de las partículas con el fin de desagregar los complejos órgano-minerales y destruir la materia orgánica. Después, una dispersión de la muestra y, por último, se realiza el fraccionamiento de esta, separándola en: arenas gruesas, arcillas y limos totales, arcillas y limos finos, arcillas, y arenas finas.

Para la individualización de las partículas, se toma una muestra de 20 g de suelo seco a la estufa, tamizado a 2 mm y bien homogeneizado, y se vierte en una jarra de litro. A continuación, se añaden 30 mL de agua y unos 5 ó 10 mL de agua oxigenada al 30%, y se coloca la jarra de litro con la muestra sobre una placa calefactora. Al principio, la reacción con el agua oxigenada se produce bastante rápido, y la muestra comienza a burbujear produciendo espuma, cuando la reacción comienza a perder intensidad, se añaden otros 5 ó 10 mL de agua oxigenada. Este proceso se repite hasta que la adición de agua oxigenada deja de hacer efecto, llegando a añadir como máximo unos 30 mL.

Durante dicho proceso, hay que tener especial cuidado con aquellos suelos ricos en materia orgánica, ya que la reacción puede causar una gran cantidad de espuma, provocando una pérdida de muestra si ésta llega a rebosar la jarra. En el caso de que esto sucediese, sería necesario desechar la muestra, reanudando el análisis desde el principio. Para evitar este problema, hay que tener mucho cuidado durante los primeros momentos de la reacción, removiendo la jarra si la espuma comienza a ascender, o incluso apartándola de la placa calefactora si fuera necesario. Además, también hay que vigilar que la muestra no se quede reseca.

La cantidad de materia orgánica presente en el suelo condiciona la cantidad de agua oxigenada empleada en este procedimiento, así como su duración, pudiendo llegar a alargarse varios días.

Una vez que la materia orgánica ha sido destruida por completo, se procede a la dispersión de la muestra. Se añade agua destilada hasta llegar a los 600 mL, y 15 mL

de dispersante (calgón, hexametáfosfato sódico). A continuación, se trasvasa todo el contenido de la jarra a una botella de litro, la cual habrá que asegurarse de que se ha cerrado correctamente, y se coloca en un agitador orbital durante seis horas.

Transcurridas las seis horas, se lleva a cabo el fraccionamiento de la muestra. Primero, se separan las arenas gruesas, filtrando la suspensión a través de un tamiz de PVC de 0'2 mm de malla, previamente tarado, y colocado sobre la boca de un vaso de sedimentación de litro para que la muestra se vierta dentro. Una vez que se ha filtrado toda la muestra, se lavan las arenas gruesas que han quedado retenidas en el tamiz, se secan a la estufa, a 105°C durante 24 horas, y se pesan una vez secadas.

A continuación, se enrasa la suspensión contenida en el vaso de sedimentación hasta llegar al litro, y se procede a la separación de las arcillas y limos totales mediante pipeteo. Para ello, se remueve la suspensión, durante dos minutos, con ayuda de una varilla de plástico, y se deja sedimentar durante 46 segundos (si la temperatura es de 20°C), empezando a cronometrar desde el momento en el que se ha sacado la varilla. La pipeta Robinson debe introducirse 20 segundos antes de llegar a los 46, con mucho cuidado, hasta los 10 cm de profundidad. Una vez transcurridos los 46 segundos, se procede al pipeteo, extrayendo 20 mL de suspensión que serán vertidos en un vaso de aluminio, previamente tarado. Por último, el vaso de aluminio con la suspensión se introduce en la estufa, a 105°C durante 24h, y después se pesa, obteniendo así la cantidad de arcillas y limos, tanto gruesos como finos, que hay en 20 mL de suspensión.

Para separar las arcillas y limos finos, se pipetea de nuevo la suspensión, una vez que han transcurrido 4 minutos y 48 segundos desde el momento en el que se sacó la varilla anteriormente, y una vez extraídos los 20 mL de suspensión, se vierten en otro vaso de aluminio, previamente tarado. Al igual que se ha hecho con las arcillas y limos totales, se secan a la estufa y después se pesan.

Para obtener las arcillas, es necesario agitar la suspensión nuevamente durante 2 minutos, y dejarla reposar durante 8 horas. Transcurrido este tiempo, se realiza una nueva extracción con la pipeta Robinson, vertiendo los 20 mL extraídos en un vaso de aluminio, previamente tarado, que también será introducido en la estufa y posteriormente pesado.

Las arenas finas se separan mediante decantaciones sucesivas del vaso de sedimentación. Una vez que se ha extraído la muestra de arcillas, sin remover la suspensión, se decanta el vaso para eliminar la totalidad de la solución líquida. A continuación, se llena el vaso de sedimentación con agua corriente hasta los 10 cm de

altura, se remueve con ayuda de la varilla de plástico durante 2 minutos, y se deja reposar 46 segundos. Pasado este tiempo, se realiza una nueva decantación. Este proceso se repite sucesivamente, las veces que sea necesario, hasta que el agua decantada es completamente transparente, lo que quiere decir que todas las partículas de limo y arcilla han sido eliminadas, quedando sólo el poso de arenas finas. Estas arenas finas se traspasan a un vaso de aluminio, previamente tarado, intentando usar la menor cantidad de agua posible, y se introducen en la estufa a 105°C durante 24 horas. Por último, se saca la muestra de la estufa y se pesa.

Todos los tiempos de sedimentación a los que se hace referencia a lo largo del proceso están asociados a una temperatura de la suspensión de 20°C y una altura de 10 cm. En el caso de que esta temperatura fuera diferente, el tiempo de sedimentación también cambiaría. En la siguiente tabla (Tabla 8) se pueden observar los tiempos de sedimentación asociados a las diferentes temperaturas:

Tabla 8: Variación del tiempo de sedimentación respecto a la temperatura de la suspensión.
Fuente: Badía y Martí (2017).

Temperatura (°C)	Tiempo de sedimentación a 10 cm de profundidad para:		
	Arcillas	Arcillas y limos finos	Arcillas y limos totales
10	10h 23'	6' 14''	
12	9h 49'	5' 54''	
14	9h 19'	5' 35''	53''
16	8h 51'	5' 19''	51''
18	8h 24'	5' 03''	48''
20	8h	4' 48''	46''
22	7h 37'	4' 34''	44''
24	7h 16'	4' 22''	42''
26	6h 56'	4' 10''	40''
28	6h 38'	3' 59''	
30	6h 21'	3' 48''	

En cuanto a los cálculos, los contenidos (g) de arena, limo y arcillas tienen que expresarse en porcentaje respecto al suelo seco (% p/p). Además, en el caso de los gramos de arcilla y limos, hay que tener en cuenta que en 1000 mL de suspensión se han introducido 20 g de suelo.

La clase textural se determina mediante el triángulo textural del sistema USDA (Figura 6):

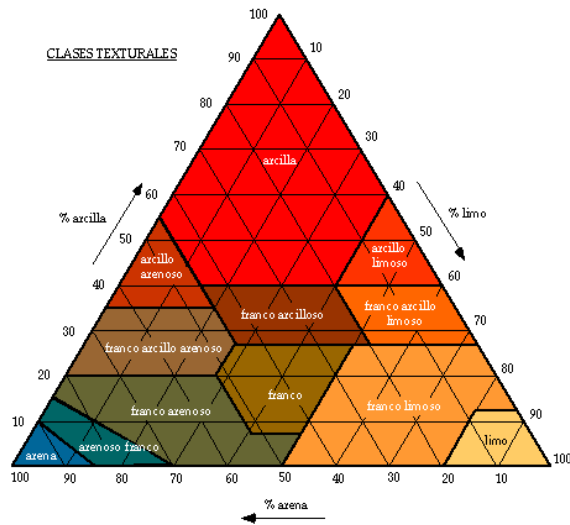


Figura 6: Diagrama triangular para la determinación de la clase textural USDA.

- Determinación de la densidad aparente

La densidad aparente se determinó mediante el método del cilindro, descrito en Badía y Martí (2017), que consiste en medir la relación entre la masa y el volumen de una muestra de suelo inalterado que ha sido tomada en el campo.

Para ello, se toma una muestra inalterada de suelo, clavando un cilindro metálico de unos 5-10 cm de diámetro y otros tantos de altura. Hay que evitar que la muestra de suelo sobresalga del cilindro, de tal modo que, con mucho cuidado, se nivelan con una espátula o cuchillo ambas caras del suelo. Una vez que la muestra ha sido transportada al laboratorio, esta se extrae cuidadosamente del cilindro y se deposita en una bandeja de aluminio, que se introduce en la estufa a 105°C durante 24 horas, para así poder determinar su peso en seco.

La densidad aparente (D_a) se expresa en g/cm^3 o Kg/m^3 , y se calcula mediante la siguiente expresión:

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

Donde:

- P es el peso en seco de la muestra de suelo
- V es el volumen del cilindro; $V = \pi r^2 h$

4.3.3. Análisis estadístico

Los datos analíticos obtenidos en el laboratorio fueron sometidos a un análisis de la varianza, conocido como ANOVA, mediante el programa StatView en su versión 5.0.0, con el fin de determinar si había variaciones significativas en las propiedades físicas y químicas del suelo en función de su tratamiento (control y quemado).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. CARACTERIZACIÓN DEL MATERIAL COMBUSTIBLE

5.1.1. Biomasa

La tabla 9 muestra la cantidad de biomasa (g/m^2) de erizón y hojarasca, tanto en fresco como en seco, que podemos encontrar en el área de estudio:

Tabla 9: Valores de la biomasa (g/m^2) de erizón y hojarasca ($\bar{x} \pm \text{DE}$) ($n = 4$).

Biomasa (g/m^2)			
Erizón		Hojarasca	
Fresco	Seco	Fresca	Seca
3032,71 \pm 160,01	2627,05 \pm 101,73	425,99 \pm 109,26	389,10 \pm 106,47

Si comparamos estos resultados con otros pastos de montaña del Pirineo Central que también han sido colonizados por erizón, como son; Buisán y Yebra de Basa, con una biomasa seca de erizón y hojarasca de 9.240 y 1.620 g/m^2 respectivamente. Así de Broto, con 11.710 g/m^2 de erizón y 2.050 g/m^2 de hojarasca (Girona-García et al., 2019). Y Tella, con 9.860 g/m^2 de erizón y 1.730 g/m^2 de hojarasca (Girona-García et al., 2018c), podemos observar que los niveles de biomasa obtenidos para nuestra área de estudio son inferiores. Esto puede deberse, principalmente, a que el área de estudio ya había sido quemada con anterioridad en 2008 y, por tanto, la cubierta de erizón que encontramos en esta zona es de escaso porte, a diferencia de las cubiertas de erizón presentes en Buisán, Yebra de Basa, Así de Broto y Tella, que presentan erizones más desarrollados.

Tabla 10: Biomasa (g/m^2) de erizón y hojarasca en los diferentes pastos colonizados.

Ubicación	Erizón seco (g/m^2)	Hojarasca seca (g/m^2)	Fuente
Lusarre	2.627	389	Datos propios
Buisán	9.240	1.620	Girona-García et al., 2019
Yebra de Basa	9.240	1.620	Girona-García et al., 2019
Tella	9.860	1.730	Girona-García et al., 2018c
Asín de Broto	11.710	2.050	Girona-García et al., 2019

Una menor cantidad de biomasa puede ayudar a reducir la severidad de la quema y los efectos directos que esta produce sobre las propiedades del suelo, ya que estos dependen, entre otros parámetros, de la cantidad de material combustible (Certini, 2005).

5.1.2. Humedad

A continuación, se muestra la humedad (%) para cada una de las fracciones que componen el erizón (Figura 7), así como su humedad total, y la humedad de la hojarasca (Tabla 11):



Figura 7: Valores de humedad (%) para las fracciones que componen el erizón ($\bar{x} \pm DE$) (n=4).

Tabla 11: Valores de humedad (%) para el erizón y la hojarasca ($\bar{x} \pm DE$) (n = 4).

Humedad total (%)	
Erizón	Hojarasca
15,41 ± 2,51	9,15 ± 1,88

Los erizones presentes en el área de estudio tienen un contenido de humedad bastante bajo, ya que presentan una humedad total media del 15,41%. En cuanto a las fracciones que lo componen, su humedad varía entre el 25,94% y el 12,30%, siendo los tallos verdes la fracción con mayor contenido de humedad, seguida por la fracción de las ramas. El porcentaje de humedad de la hojarasca también ha resultado ser bajo.

Estos resultados contrastan con los obtenidos en un estudio llevado a cabo por Badía et al. (2017a), en el puerto de Sobás, ubicado en Yebra de Basa (Pirineo Central), en el que también se obtuvieron los valores de humedad para cada una de las fracciones del erizón y para la hojarasca. Los valores de humedad obtenidos para los tallos verdes, los tallos secos y las ramas fueron 70,4%, 16,7% y 33,7% respectivamente. Podemos observar que la humedad en los tallos secos es similar, ya que no difiere mucho de la

obtenida en nuestro estudio. Sin embargo, en el caso de los tallos verdes y de las ramas, la diferencia en el contenido de humedad es mayor. La humedad de los tallos verdes y de las ramas del erizón perteneciente a Yebra de Basa es superior a la humedad de los tallos verdes de nuestro erizón; que es la fracción que presentaba un mayor contenido de humedad. En cuanto a la hojarasca, también observamos que su contenido en humedad es bastante superior al nuestro, siendo este del 49,3% para la fracción OL y del 73,6% para la OF.

Las variaciones en los contenidos de humedad del erizón y la hojarasca podrían deberse a las condiciones meteorológicas previas. Nuestros erizones fueron muestreados a finales de marzo, justo después del invierno, que es una estación que se caracteriza por ser seca y fría; condiciones que dificultan la absorción de agua por parte de las plantas. Sin embargo, en Yebra de Basa el inventario de la vegetación se llevó a cabo a mediados de junio, después de la primavera, cuando las temperaturas son ligeramente más elevadas y las precipitaciones durante los meses previos han sido más abundantes. Las diferencias en la orientación y la pendiente de las laderas también podrían influir en los contenidos de humedad. En Yebra de basa, la ladera está orientada hacia el este y presenta una pendiente prácticamente inexistente (8%), mientras que, en nuestra área de estudio, es del 60% y además está orientada hacia el sur. La elevada pendiente junto con la orientación sur hacen que nuestra ladera reciba una mayor insolación perpendicular, produciendo así un mayor calentamiento del terreno y un aumento de la tasa evapotranspiración, lo que provoca que los erizones y la hojarasca presentes en esta área tengan una menor humedad comparados con los de Yebra de Basa.

En un estudio llevado a cabo por Papió y Trabaud (1990), en un área cerca de Montpellier, caracterizada por tener un clima mediterráneo-húmedo, se obtuvieron los valores del contenido de humedad de diversos arbustos mediterráneos, entre ellos la aliaga, que es un arbusto espinoso muy ramificado, similar al erizón. Si comparamos el contenido de humedad de nuestro erizón con el de la aliaga, podemos observar que en este caso también es bastante inferior, ya que el contenido de humedad de la aliaga resultó ser del 43%. Esto podría deberse, principalmente, a que la aliaga tiene una mayor cantidad de tallos verdes, que presentan un mayor contenido de humedad.

El hecho de que el erizón posea un bajo contenido de humedad, junto a la estructura que este presenta, con una gran cantidad de tallos secos ubicados por debajo de la cubierta de los tallos verdes, facilitará su ignición y aumentará su flamabilidad (Badía et al, 2017). Además, la baja humedad del material combustible podría ayudar a

aumentar la severidad de la quema y los efectos directos que esta produce sobre el suelo (Certini, 2005).

5.2. CARACTERIZACIÓN DEL PERFIL EDÁFICO

El perfil edáfico (Figura 8) se encuentra ubicado en la base de la ladera (60% pendiente) de nuestra área de estudio, que tiene como vegetación principal el erizón. En el Anexo I se muestra su ficha de campo.



Figura 8: Perfil edáfico

El perfil está constituido por tres horizontes diferentes (Ah-C-R), cuya descripción macromorfológica es la siguiente:

Horizonte Ah (0-10 cm): Se trata de un horizonte húmedo y oxidado, con manchas inexistentes, de un color pardo amarillento oscuro en seco y pardo grisáceo en húmedo. Presenta elementos gruesos de forma muy frecuente (20% en volumen), siendo estos calcarenitas que van desde un tamaño de grava fina a grava gruesa, con formas angulares-planas, distribuidas de forma regular, siguiendo una orientación horizontal. En cuanto a su estructura, observamos que es fuerte, de forma granular fina. Es un horizonte muy poco compactado, que presenta galerías de lombrices y micelios de forma frecuente, y raíces finas y muy finas de forma abundante. No presenta acumulaciones ni revestimientos y su reacción al HCl es nula. El límite inferior es plano y abrupto.

Horizonte C (10-30/40 cm): Se trata de un horizonte húmedo y oxidado, con manchas inexistentes, de un color marrón amarillento en seco y marrón verde oliva en

húmedo. Presenta elementos gruesos de forma muy frecuente (30% en volumen), siendo estos calcarenitas que van desde un tamaño de grava fina a cantos, con formas angulares-planas y subangulares-tabulares, orientadas horizontalmente, cuya distribución va aumentando en profundidad. Su desarrollo estructural es moderado, en forma de bloques subangulares de tamaño mediano. Es poco compactado, sin actividad de fauna aparente, aunque presenta raíces finas de forma frecuente. No tiene acumulaciones ni revestimientos, y su reacción al HCl es nula. Su límite inferior hace contacto lítico.

Horizonte R (> 30/40 cm): Está constituido por turbiditas del Eoceno formadas por capas alternas de calcarenitas y lutitas.

A continuación, se muestran las propiedades físico-químicas (Tabla 12) analizadas:

Tabla 12: Propiedades físico-químicas del perfil edáfico.

Horizonte	Ah (0-10 cm)	C (10-30/40 cm)
Color en seco	10YR 5/2	2.5Y 5/3
Color en húmedo	10YR 3/2	2.5Y 4/3
Repelencia al agua	Ligeramente repelente al agua	Hidrofílico
Estabilidad estructural (%)	95,86	92,83
Arena gruesa (%)	13,76	14,56
Arena fina (%)	23,42	25,41
Limo grueso (%)	13,82	13,13
Limo fino (%)	22,66	22,8
Arcilla (%)	26,31	23,27
Clase textural (USDA)	Franca	Franca
Elementos gruesos (% p/p)	47,30	53,76
pH H₂O	7,0	7,4
Conductividad eléctrica (μs/cm)	174	97,65
Carbono disuelto (μC/g suelo)	117,75	No detectable
Carbono oxidable (%)	6,47	1,81
Materia orgánica (%)	12,94	3,13

Se trata de un suelo somero, descarbonatado, cuyo material parental está constituido por Turbiditas del Eoceno. Se caracteriza por su pH neutro, su elevada estabilidad estructural, su textura franca y su abundante contenido de materia orgánica

en el horizonte Ah. Debido al poco espesor que presenta el horizonte Ah (10 cm), este no puede ser clasificado como un horizonte mólico, lo que descarta que el suelo sea un Phaeozem y que se clasifique como Eutric Leptic Regosol (Loamic, Humic) según el IUSS Working Group WRB (2014).

Los Regosols, son suelos que se caracterizan por su poca evolución ya que presentan horizontes A sobre capas C o sobre materiales no consolidados. Por ello, están asociados a zonas en las que los procesos formadores del suelo no han actuado durante mucho tiempo, o lo han hecho, pero con poca intensidad ya sea por estar en una zona de clima muy frío o muy cálido, o como consecuencia de su rejuvenecimiento por erosión. Además del suelo clasificado en este estudio, también podemos encontrar otros suelos dentro del término municipal de Torla-Ordessa que han sido clasificados como Regosols; como es el caso del perfil ubicado en el camino al Soaso de Linás de Broto que, a diferencia de nuestro suelo, presenta un menor contenido de materia orgánica, un pH básico y su textura varía de franco-arcillosa a franca (Badía y Cuchi Oterino, 2009).

En Buisán, Asín de Broto y Yebra de Basa también podemos encontrar suelos que, al igual que el nuestro, están caracterizados por tener elevados contenidos de materia orgánica, pH neutros y una elevada estabilidad estructural. Sin embargo, estos suelos presentan una textura diferente a la nuestra; franco-limosa en el caso de Buisán y Asín, y franco-arenosa en el caso de Yebra de Basa, y han sido clasificados como Cambisols (Girona-García et al., 2019). Los Cambisols, a diferencia de los Regosols, se caracterizan por ser suelos moderadamente desarrollados que manifiestan cambios en profundidad (horizonte subsuperficial Bw) (Badía y Cuchi Oterino 2009).

En el Pirineo Central, además de los Cambisols, podemos encontrar otro tipo de suelos acompañando a los Regosols y alternándose por todo el territorio. Algunos ejemplos de estos suelos son: Los Leptosols que, a diferencia de los Regosols, presentan horizontes A que se desarrollan sobre capas R; son suelos muy delgados, de escasa profundidad, con una distribución ligada a zonas con elevada pendiente. Los Calcisols, caracterizados por presentar un pH básico y acumulaciones de carbonato cálcico a cierta profundidad, se encuentran principalmente sobre relieves estables como las laderas de suave pendiente. Y Los Phaeozems, que se suelen encontrar bajo pastos mesófilos y se caracterizan por poseer un horizonte superficial A oscuro debido a su elevado contenido en materia orgánica (mólico), lo que hace que sean unos suelos con una elevada estabilidad estructural y porosidad (Badía y Cuchi Oterino, 2009).

5.3. CAMBIOS EN EL HORIZONTE Ah TRAS LA QUEMA PRESCRITA

5.3.1. pH

La tabla 13 muestra los datos obtenidos en las medidas del pH para los tres primeros centímetros del suelo.

Tabla 13: Valores del pH ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
pH	6,79 \pm 0,1	6,97 \pm 0,4	0,4879

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos.

Tras la acción del fuego, podemos observar que el pH tiende a aumentar, sin embargo, se trata de un aumento no significativo, de tan sólo un par de décimas.

Estos resultados concuerdan con los de Montoya et al. (2014) y Alcañiz et al. (2016), que también reportaron aumentos no significativos del pH al estudiar los efectos de una quema prescrita sobre un campo de cultivo abandonado en Granada (SE España) y sobre un bosque mediterráneo en Girona (NE España), respectivamente.

Afif Khouri y Oliveira Prendes (2006), tras llevar a cabo una quema prescrita en el monte Tuña (Asturias, España), tampoco observaron cambios significativos en el pH, que tendía a descender en los dos primeros centímetros. Este resultado fue atribuido a que la cantidad de cenizas resultantes de la quema y su composición no fueron suficientes como para producir una modificación significativa en los valores del pH.

Fontúrbel Lliteras et al. (2017b) obtuvieron un resultado similar al estudiar diferentes bosques de *P. pinaster* y *P. nigra* en Cuenca, donde el escaso impacto térmico del fuego no provocó diferencias significativas sobre el pH.

Girona-García et al. (2018c) tampoco observaron un impacto directo y significativo sobre esta propiedad como consecuencia de la rápida eliminación de las cenizas durante el proceso muestreo, que fue llevado a cabo inmediatamente después de la quema.

También existen diversos estudios que contrastan con los resultados obtenidos en este trabajo, en los que se han reportado tanto aumentos como disminuciones significativas en el pH; Mataix-Solera (1999) observó que, tras la quema controlada de un aulagar en la Sierra de Aitana (Valencia, España), el pH sufrió un aumento significativo. Úbeda et al. (2005), al estudiar el suelo de una pradera en las montañas

de Prades (Cataluña NE España), Ulery et al. (1993), que investigaron las variaciones en el pH en diferentes suelos de California (EEUU), y Granged et al. (2011), que estudiaron un matorral en Cádiz (SO España), también observaron incrementos significativos en los valores del pH. Los cuatro estudios atribuyeron estos incrementos al aporte de diversos cationes, carbonatos y óxidos procedentes de las cenizas y, en el caso de Úbeda et al. (2005) y Granged et al. (2011), estos cambios también fueron atribuidos al consumo de los ácidos orgánicos producido durante los procesos de oxidación de la hojarasca y de la materia orgánica contenida del suelo.

Por el contrario, Badía y Martí (2003), que estudiaron dos suelos del Valle del Ebro (NE España) observaron que, al calentar los suelos hasta los 250°C, el pH sufría un descenso significativo que podía ser debido a la oxidación de algunos elementos y al descenso de la capacidad amortiguadora del suelo causada por la deshidratación de algunos coloides. Sin embargo, a esa misma temperatura, la adición de cenizas de *Cistus Clusii* supuso un incremento significativo del pH en ambos suelos.

En un estudio de laboratorio similar, realizado por Terefe et al. (2008), se observó que al calentar los suelos en un intervalo de temperaturas que iba de los 25°C a los 250°C el pH también disminuía significativamente. Este resultado se atribuyó a que no se tuvo en cuenta el efecto de las cenizas.

Parlak (2011) también documentó un descenso significativo del pH al alcanzar los 200°C, que fue atribuido a los mismos procesos observados por Badía y Martí (2003). Sin embargo, a los 100°C el pH no sufría cambios significativos y, a los 400°C, este aumentaba significativamente a causa de la formación de óxidos metálicos.

Como hemos visto en los estudios citados anteriormente (Alcañiz et al., 2016; Mataix-Solera, 1999; Úbeda et al., 2005; Ulery et al., 1993; Granged et al., 2011), los aumentos en el pH se atribuyen principalmente a la incorporación de cenizas al suelo y a la liberación de cationes; procesos que podrían explicar por qué se ha producido este pequeño aumento en nuestro caso. Sin embargo, aunque se haya producido un aporte de cenizas, al igual que ocurren en el estudio de Afif Khouri y Oliveira Prendes (2006), este podría no haber sido suficiente como para hacer que el aumento fuera significativo.

Tabla 14: Resumen de las variaciones del pH en los estudios citados.

Autor	Ubicación	Tipo de suelo ^a	Tipo de quema ^b	Severidad de la quema ^c o Tº alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado ^d
Afif Khouri et al, 2006	NO España	Ustochrept ³	QP	s.d.	0	=
Alcañiz et al., 2016	NE España	Lithic Xerorthent ¹	QP	164-720°C en superficie	0	=
Badía y Martí, 2003	NE España	Xeric Haplogypsid y Torriorthent ¹	QL	250°C	0	-
Fontúrbel Lliteras et al, 2017b	Centro de España	s.d.	QP	Baja	0	=
Girona-García et al, 2018c	Tella, NE España	Eutric Epileptic Cambisol ²	QP	Baja-moderada	0	=
Granged et al, 2011	SO España	Regosol, Cambisol y Leptosol ²	QP	Alta	0	+
Mataix-Solera, 1999	SE España	Haploxeroll Cálculo ¹	QP	Moderada	1	+
Montoya et al, 2014	SE España	Calcaric Regosol ²	QP	s.d.	4	=
Parlak, 2011	Turquía	s.d.	QL	100°C	0	=
Parlack, 2011	Turquía	s.d.	QL	200°C	0	-
Parlack, 2011	Turquía	s.d.	QL	400°C	0	+
Terefe et al, 2008	Centro de España	Typic Palexeralf y Calcaric Rhodoxeralfs ¹	QL	200°C	0	-
Úbeda et al, 2005	NE España	Lithic Xerorthents ¹	QP	s.d.	0	+
Ulery et al, 1993	California (EEUU)	Lithic Haploxeroll ¹	QP	s.d.	22	+

s.d: Sin datos disponibles.

^a (1) Clasificación de la USDA (Soils Survey Staff), (2) Clasificación WRB (IUSS), (3) Ministerio de Medio Ambiente de España.

^b QP: Quema prescrita, QL: Quema en laboratorio, IF: Incendio forestal.

^c Clasificación de la severidad según la interpretación del autor.

^d Tendencia observada al comparar el suelo control con el quemado. +: aumento significativo. -: descenso significativo, =: no se han producido cambios significativos.

5.3.2. Conductividad eléctrica

A continuación, en la tabla 15, se muestran los datos obtenidos en las medidas de la conductividad eléctrica del suelo estudiado.

Tabla 15: Valores de la conductividad eléctrica ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
Conductividad eléctrica ($\mu\text{s/cm}$)	143,76 \pm 52,99	281,25 \pm 57,87	0,0128

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos

Podemos ver que se ha producido un aumento significativo de la conductividad eléctrica (P-valor $<0,05$), que ha pasado de los 143.76 a los 281,25 $\mu\text{s/cm}$.

Estos resultados concuerdan con los de Alcañiz et al. (2016), que observaron que la conductividad eléctrica se incrementaba significativamente un 37%, justo después del incendio, pasando de los 125,99 \pm 47,49 a los 198,52 \pm 94,48 $\mu\text{s/cm}$. Y con los de Granged et al. (2011), que también reportaron un aumento significativo en esta propiedad, que aumentó hasta 70 veces.

Kutieli e Inbar (1993), que estudiaron el suelo de un bosque mixto de *P. halepensis* y *P. brutia*, en la región mediterránea de Israel, también reportaron un aumento significativo en la conductividad eléctrica que prevaleció hasta 8 meses después del fuego. Además, Terefe et al. (2008), Mataix-Solera (1999) y Badía y Martí (2003) también registraron aumentos significativos en sus respectivos estudios.

En los estudios citados anteriormente, el aumento de la conductividad eléctrica fue atribuido a la solubilización de los iones inorgánicos que fueron liberados durante los procesos de combustión de la materia orgánica del suelo (Alcañiz et al., 2016; Granged et al., 2011; Terefe et al., 2008; Badía y Martí, 2003) y de la hojarasca (Kutieli e Inbar, 1993), y a la incorporación de cenizas al suelo (Alcañiz et al., 2016; Mataix-Solera, 1999; Badía y Martí, 2003). Estos procesos también podrían explicar por qué la conductividad eléctrica de nuestro suelo aumentó tras la acción del fuego, teniendo una especial relevancia el aporte de iones inorgánicos procedentes de la hojarasca, ya que el horizonte orgánico quedó completamente calcinado tras la quema, produciéndose así una combustión completa de la hojarasca.

También encontramos estudios que contrastan con nuestros resultados, como es el caso de Girona-García et al. (2018c), que investigaron dos suelos ubicados en el Pirineo Central (NE España) y, en ambos casos, no detectaron cambios significativos

en la conductividad eléctrica en los dos primeros centímetros del suelo. Esto fue debido a que las muestras se tomaron inmediatamente después de la quema, no dejando trascorrir más de dos horas, y a que las cenizas fueron meticulosamente eliminadas durante el muestreo.

Por otro lado, Parlak (2011) observó que, al superar los 300°C en los suelos de dos bosques del Parque Nacional de Gallipoli (Turquía), la conductividad eléctrica descendía significativamente. Terefe et al. (2008) documentaron el mismo resultado al alcanzar los 500°C. La conductividad eléctrica de todos sus suelos se vio reducida, siendo este descenso significativo en la mayoría de ellos. En ambos estudios, los descensos fueron atribuidos al colapso de los minerales de arcilla, a la formación de óxidos básicos y a la generación de partículas de arena gruesa.

Tabla 16: Resumen de las variaciones en la conductividad eléctrica del suelo en los estudios citados.

Autor	Ubicación	Tipo de suelo^a	Tipo de quema^b	Severidad de la quema^c o T^o alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado^d
Alcañiz et al., 2016	NE España	Lithic Xerorthent ¹	QP	164-720°C en superficie	0	+
Badía y Martí, 2003	NE España	Xeric Haplogypsid ¹	QL	150°C	0	+
Badía y Martí, 2003	NE España	Xeric Torriorthent ¹	QL	250°C	0	+
Girona-García et al, 2018c	Buisán, NE España	Eutric Cambisol ²	QP	Baja-moderada	0	=
Girona-García et al, 2018c	Tella, NE España	Eutric Epileptic Cambisol ²	QP	Baja-moderada	0	=
Granged et al, 2011	SO España	Regosol, Cambisol y Leptosol ²	QP	Alta	0	+
Kutiel e Inbar, 1993	Israel	Lithic Xerothent ¹	IF	Baja-moderada	30	+
Mataix-Solera, 1999	SE España	Haploxeroll Cálculo ¹	QP	Moderada	1	+
Parlak, 2011	Turquía	s.d.	QL	300-500°C	0	-

Autor	Ubicación	Tipo de suelo ^a	Tipo de quema ^b	Severidad de la quema ^c o T° alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado ^d
Terefe et al, 2008	Centro y sur de España	Typic Palexeralf Calcaric Rhodoxeralf y Typic Calcixeret ¹	QL	200-300°C	0	+
Terefe et al, 2008	Centro y sur de España	Typic Palexeralf Calcaric Rhodoxeralf y Typic Calcixeret ¹	QL	500°C	0	-

s.d: Sin datos disponibles.

^a (1) Clasificación de la USDA (Soils Survey Staff), (2) Clasificación WRB (IUSS).

^b QP: Quema prescrita, QL: Quema en laboratorio, IF: Incendio forestal.

^c Clasificación según la interpretación del autor.

^d Tendencia observada al comparar el suelo control con el quemado. +: aumento significativo. -: descenso significativo, =: no se han producido cambios significativos.

5.3.3. Carbono orgánico oxidable y carbono orgánico disuelto

La tabla 17 muestra los datos obtenidos en las medidas del carbono orgánico oxidable para los tres primeros centímetros del suelo.

Tabla 17: Valores del carbono orgánico oxidable y disuelto ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
Carbono orgánico oxidable (g/Kg)	55,29 ± 13,27	54,88 ± 6,21	0,9592

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos.

Podemos observar que se ha producido una disminución muy leve en el contenido de carbono orgánico oxidable del suelo, la cual no llega a ser significativa.

Hay autores que coinciden con nuestros resultados, como Alexis et al. (2006), que estudiaron un chaparral en Florida (EEUU) y vieron que el contenido de carbono no sufría cambios significativos en los primeros 5 cm de suelo. O Fontúrbel Lliteras et al. (2017b), que tampoco observaron una variación significativa en los dos primeros centímetros. En ambos estudios, la ausencia de cambios fue atribuida al escaso impacto térmico de las quemas prescritas. En el caso de Alexis et al. (2006), las temperaturas máximas alcanzadas no llegaron a superar los 100°C en los primeros 3 cm de suelos,

mientras que la quema llevada a cabo por Fontúrbel Lliteras et al. (2017b) fue de baja severidad.

En nuestro caso, siguiendo los criterios establecidos por Parsons et al. (2010), nuestra quema fue clasificada como una de severidad moderada. Sin embargo, teniendo en cuenta la escasa biomasa quemada y la elevada inercia térmica del suelo, la quema en realidad podría tener una severidad menor, de tal manera que, al igual que en los estudios citados anteriormente, la ausencia de cambios significativos en el carbono orgánico oxidable sea debida al escaso impacto térmico.

Por otro lado, teniendo en cuenta el aspecto que presentó la ladera tras la acción del fuego (descrito en el apartado 4.2) y la escasa humedad del material combustible, tampoco se puede descartar que la quema sea realmente moderada. En este caso, la ausencia de cambios significativos en el contenido de carbono orgánico podría atribuirse al efecto de dilución por mezcla de los tres primeros centímetros del suelo. El carbono orgánico podría haberse visto notablemente reducido en el primer centímetro de nuestro suelo a causa de las temperaturas alcanzadas, sin embargo, estas podrían no haber sido suficientes para tener un impacto significativo de 1-3 cm, de tal forma que al analizar de forma conjunta una profundidad de 0-3 cm el balance general sería que la quema no ha producido un cambio significativo. En estudios como los de Girona-García et al. (2018a; 2018c), se ha visto como una quema prescrita de severidad baja-moderada no tenía efectos significativos sobre el contenido de carbono a una profundidad de 1-3 cm, pero sí de 0-1 cm. En el primer centímetro de suelo el carbono orgánico disminuyó como consecuencia de la combustión de la materia orgánica que comenzó a partir de los 200-250°C.

Mataix-Solera (1999), que llevó a cabo una quema prescrita de severidad moderada, no encontró cambios significativos en el contenido de materia orgánica y, por tanto, tampoco en el de carbono. En este caso, la materia orgánica se vio ligeramente reducida, pasando de los 69,8 a los 67,2 g/kg, a causa de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo. No obstante, debido a la variabilidad espacial del contenido de materia orgánica del suelo original de la parcela experimental, estas diferencias no fueron significativas.

Además, otros autores como Goberna et al. (2011), Meira-Castro et al. (2014) y García-Girona et al. (2019) tampoco reportaron cambios significativos en los contenidos de carbono y materia orgánica. En el caso de este último, la ausencia de cambios fue atribuida a la rápida propagación del fuego.

Contrastando con nuestros resultados, se han encontrado diversos estudios en los que se han registrado tanto aumentos como descensos significativos en los contenidos de carbono y materia orgánica.

Úbeda (2001), en su estudio en Llagostera (Girona, NE España), observo que justo después del incendio hubo un aumento significativo en el contenido de carbono en aquellas zonas que habían sido menos intensamente quemadas, concretamente de un 4,1% en la zona de baja intensidad y de un 5,1% en la zona de intensidad media. Por el contrario, en las zonas de intensidad alta se produjo una leve disminución del 2,16%.

Afif Khouri y Oliveira Prendes (2006) detectaron un aumento en el contenido de carbono en los primeros 5 cm del suelo. Esto fue atribuido a que las pérdidas que se produjeron por la combustión de la materia orgánica fueron compensadas por el aporte del material incinerado que se acumuló en el suelo, produciendo así un balance positivo. Montoya et al. (2014) también reportaron un aumento significativo en el contenido de materia orgánica, que aumentó de $4,75 \pm 2,24\%$ antes de la quema a $7,84 \pm 3,00\%$ cuatro días después. En este caso, el aumento también fue atribuido al aporte de material incinerado.

Por el contrario, Fernández et al. (1997), en su estudio sobre dos suelos de bosques de *P. sylvestris* en Orense (NO España), observaron que tras la acción del fuego el contenido de carbono se redujo aproximadamente hasta un 50% en todas las profundidades estudiadas.

Armas-Herrera et al. (2016), al estudiar un suelo ubicado en Tella-Sin (Huesca, NE España), también observaron que el contenido de carbono se redujo significativamente (un 41%) en los primeros 3 cm del suelo. Esto fue atribuido a la elevada intensidad de la quema, que alcanzó los 400°C en la superficie y los 200°C durante 25 minutos en el primer centímetro, lo que produjo un elevado consumo de la materia orgánica. En el estudio de Granged et al. (2011) se reportó un resultado similar, la materia orgánica disminuyó significativamente, un 34,6%, como consecuencia de las temperaturas alcanzadas que llegaron hasta los 420°C en la superficie y a los 257°C de 0-2 cm.

Tabla 18: Resumen de las variaciones del carbono orgánico oxidable en los estudios citados.

Autor	Ubicación	Tipo de suelo ^a	Tipo de quema ^b	Severidad de la quema ^c o T ^o alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado ^d
Afif Khouri et al, 2006	NO España	Ustochrept ³	QP	s.d.	0	+
Alexis et al, 2006	Florida (EEUU)	Quartzipsamment	QP	<100°C	7	=
Armas-Herrera et al, 2016	NE España	Eutric Epileptic Cambisol ²	QP	400°C en superficie	0	-
Fernández et al, 1997	NO España	Humic Cambisol ²	IF	Alta	1	-
Fernández et al, 1997	NO España	Humic Cambisol ²	QL	220-490°C	0	-
Fontúrbel Lliteras et al, 2017b	Centro España	s.d.	QP	Baja	0	=
Girona-García et al, 2018a	NE España	Eutric Cambisol ²	QP	Baja-moderada	0	- (0-1cm) = (1-3cm)
Girona-García et al, 2018c	NE España	Eutric Epileptic Cambisol ²	QP	Baja-moderada	0	- (0-1cm) = (1-3cm)
Girona-García et al, 2019	NE España	Calcaric Cambisol ²	QP	Baja-moderada	0	=
Goberna et al, 2011	SE España	Humic Leptosol ²	QP	100-340°C	7	=
Granged et al, 2011	SO España	Regosol ² , Cambisol ² y Leptosol ²	QP	420°C superficie	0	-
Mataix-Solera, 1999	SE España	Haploxeroll Cálculo ¹	QP	Moderada	1	=
Meira-Castro et al, 2014	N Portugal	Umbric Cambisol ²	QP	s.d.	0	=
Montoya et al, 2014	S España	Calcaric Regosol ²	QP	s.d.	4	+
Úbeda, 2001	NE España	Typic Xerochrept ¹	IF	Baja-media	1	+

s.d: Sin datos disponibles.

^a (1) Clasificación de la USDA (Soils Survey Staff), (2) Clasificación WRB (IUSS). (3) Ministerio de Medio Ambiente de España.

^b QP: Quema prescrita, QL: Quema en laboratorio, IF: Incendio forestal.

^c Clasificación según la interpretación del autor.

^d Tendencia observada al comparar el suelo control con el quemado. +: aumento significativo. -: descenso significativo, =: no se han producido cambios significativos.

A continuación, en la tabla 19 se muestran los datos obtenidos en las medidas del carbono orgánico disuelto para los tres primeros centímetros del suelo.

Tabla 19: Valores del carbono orgánico disuelto ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
Carbono orgánico disuelto ($\mu\text{g C/g Suelo}$)	98,62 \pm 34,01	471 \pm 509,67	0,1951

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos.

Podemos observar que el carbono orgánico disuelto sufre un gran aumento, pasando de los 98,62 \pm 34,016 a los 471 \pm 509,668 $\mu\text{g C/g Suelo}$. Sin embargo, se trata de un aumento no significativo debido a la alta variabilidad en las muestras quemadas.

Este aumento podría ser debido a la liberación de los compuestos citoplasmáticos procedentes de la lisis de las células microbianas, o a las alteraciones producidas en la materia orgánica del suelo. Hay diversos estudios, como los de Guerrero et al. (2005) y Prieto-Fernández et al. (1998), en los que se han reportado aumentos en el carbono orgánico disuelto del suelo, tanto significativos como no, que han sido atribuidos a estos procesos.

Guerrero et al. (2005), al estudiar un bosque mediterráneo (Valencia, SE España), observaron que en las muestras que habían sido calentadas hasta los 100°C (44 $\mu\text{g C/g Suelo}$) y los 200°C (46 $\mu\text{g C/g Suelo}$), se había producido un aumento no significativo en el carbono orgánico disuelto con respecto a las muestras que no habían sido calentadas (43 $\mu\text{g C/g Suelo}$). Sin embargo, en las muestras que fueron calentadas hasta 300 y 400°C, los aumentos sí que fueron significativos. El carbono aumentó hasta los 63 y los 121 $\mu\text{g C/g Suelo}$ respectivamente.

Prieto-Fernández et al. (1998), que investigaron los suelos de diferentes pinares en Galicia (NO España), reportaron un aumento en el carbono orgánico disuelto de uno de sus suelos, que pasó de los 255 a los 414 $\mu\text{g C/g Suelo}$ un día después del incendio.

Además, Wang et al. (2019), al estudiar un humedal de Poyang (China), también observaron un aumento significativo en el contenido de carbono orgánico disuelto, el cual se incrementó de los 78,53 a los 131,72 mg/kg.

También hay estudios en los que se han encontrado tendencias contrarias a las observadas anteriormente; como es el caso de Girona-García et al. (2018a), que vieron como el carbono orgánico disuelto descendía inmediatamente después de la quema en todas las profundidades estudiadas (0-3 cm), aunque se trataba de un descenso no

significativo. Por otro lado, Shibata et al. (2003) sí que reportaron un descenso significativo del carbono orgánico disuelto.

Tabla 20: Resumen de las variaciones del carbono orgánico disuelto en los estudios citados.

Autor	Ubicación	Tipo de suelo^a	Tipo de quema^b	Severidad de la quema^c o T° alcanzada	Tiempo tras la quema^d	Control vs quemado^e
Prieto-Fernández et al, 1998	NO España	Humic Cambisol ²	IF	Alta	1d	+
Girona-García et al, (2018a)	NE España	Eutric Cambisol ²	QP	Baja-moderada	0d	=
Guerrero et al, 2005	SE España	Calcic Rhodoxeralf ¹	QL	100-200°C	0d	=
Guerrero et al, 2005	SE España	Calcic Rhodoxeralf ¹	QL	300-400°C	0d	+
Shibata et al, 2003	Alaska (EEUU)	Terric Hemistels ¹	QP	s.d.	6-39d	-
Wang et al, 2019	China	s.d.	QP	s.d.	4m	+

s.d: Sin datos disponibles.

^a (1) Clasificación de la USDA (Soils Survey Staff), (2) Clasificación WRB (IUSS), (3) Ministerio de Medio Ambiente de España.

^b QP: Quema prescrita, QL: Quema en laboratorio, IF: Incendio forestal.

^c Clasificación de la severidad según la interpretación del autor.

^d d: días, m: meses

^e Tendencia observada al comparar el suelo control con el quemado. +: aumento significativo. -: descenso significativo, =: no se han producido cambios significativos.

5.3.4. Humedad

La Tabla 21 muestra los datos obtenidos en las medidas de humedad para los tres primeros centímetros del suelo.

Tabla 21: Valores de Humedad ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
Humedad (%)	26,41 ± 10,22	18,38 ± 7,36	0,2424

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos.

Podemos ver que se ha producido un descenso en el contenido de humedad del suelo que podría haber sido causado por la desecación que el fuego produce de forma inmediata (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Sin embargo, se trata de un descenso no significativo.

El hecho de por qué esta disminución no llegó a ser significativa, al igual que ocurre con el carbono orgánico oxidable en el apartado 5.3.3, podría ser debido al escaso impacto térmico de la quema o, en su defecto, al efecto de dilución por mezcla de los tres primeros centímetros del suelo. En estudios como el de Girona-García et al. (2018a), se ha podido ver cómo una quema prescrita de severidad baja-moderada producía un descenso significativo de la humedad de 0-1 cm, pero no de 1-3 cm.

Nuestros resultados coinciden con los de Armas-Herrera et al. (2016), que analizaron los efectos de una quema de severidad baja-moderada y no encontraron cambios significativos en el contenido de humedad en los tres primeros centímetros del suelo. Are et al. (2009), que estudiaron un suelo ubicado en Nigeria, y Kennard y Gholz (2001), que investigaron diversos suelos de Bolivia sometidos a quemas prescritas de diferentes intensidades (baja y alta), obtuvieron los mismos resultados.

Otros autores como Meira-Castro et al. (2014) y Fontúrbel et al. (2012) también reportaron unos resultados similares a los nuestros. Meira-Castro et al. (2014), al estudiar el suelo de una plantación de *P. pinaster* en Portugal, no encontraron cambios significativos en el contenido de humedad, el cual sólo disminuyó de un 11,8% a un 11,4%. Por otro lado, Fontúrbel et al. (2012) vieron como la humedad del suelo descendía de forma no significativa, pasando del $37,8 \pm 2,1\%$ antes de la quema a $36,2 \pm 5,5\%$ inmediatamente después.

Contrastando con nuestros resultados, encontramos el estudio que Martín et al. (2011) realizaron sobre diferentes suelos ubicados en Galicia (NO España), en el cual observaron una disminución significativa en el contenido de humedad de todos ellos. Hubo suelos en los que el descenso de la humedad fue del 43% y otros en los que fue de hasta el 88%. Estas variaciones fueron atribuidas a la combustión de la materia orgánica.

Además del estudio llevado a cabo por Martín et al. (2011), también hay otros estudios que difieren de nuestros resultados; como es el caso de Granged et al. (2011), que observaron cómo la humedad descendía significativamente, pasando de $15,4 \pm 0,7\%$ antes de la quema a $2,2 \pm 0,2\%$ inmediatamente después. Y el de Hubbert et al. (2006), que estudiaron el suelo de un bosque de California (EEUU) y también reportaron un descenso significativo de la humedad, el cual fue atribuido a los procesos de evaporación causados por el fuego.

Tabla 22: Resumen de las variaciones en el contenido de humedad en los estudios citados.

Autor	Ubicación	Tipo de suelo ^a	Tipo de quema ^b	Severidad de la quema ^c o Tº alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado ^d
Are et al, 2009	SO Nigeria	Typic Kanhaplustalf ¹	QP	s.d.	0-14	=
Armas-Herrera et al, 2016	NE España	Eutric Epileptic Cambisol ²	QP	Baja-moderada	0	=
Fontúrbel et al, 2012	NO España	s.d.	QP	Baja	1	=
Girona-García et al, 2018a	NE España	Eutric Cambisol ²	QP	Baja-moderada	0	- (0-1cm) = (1-3cm)
Granged et al, 2011	SO España	Regosol Cambisol y Leptosol ²	QP	Alta	0	-
Hubbert et al, 2006	California (EEUU)	Typic Xerorthents ¹	QP	Baja-moderada	7	-
Kennard et al, 2001	Bolivia	Inceptisols y oxisols ²	QP	Baja	60	=
Kennard et al, 2001	Bolivia	Inceptisols y oxisols ²	QP	Alta	60	=
Martín et al, 2011	NO España	Leptpsol y Humic Cambisol ²	IF	Alta	0	-
Martín et al, 2011	NO España	Leptpsol y Humic Cambisol ²	IF	Baja	0	-
Meira-Castro et al, 2014	N Portugal	Umbric Cambisol ²	QP	s.d.	0	=

s.d: Sin datos disponibles.

^a (1) Clasificación de la USDA (Soils Survey Staff), (2) Clasificación WRB (IUSS).

^b QP: Quema prescrita, QL: Quema en laboratorio, IF: Incendio forestal.

^c Clasificación de la severidad según la interpretación del autor.

^d Tendencia observada al comparar el suelo control con el quemado. +: aumento significativo. -: descenso significativo, =: no se han producido cambios significativos.

5.3.5. Color

Las tablas 23 y 24 muestran los datos obtenidos en las medidas del brillo y el croma, en seco y húmedo respectivamente, para los tres primeros centímetros del suelo.

Tabla 23: Valores de brillo y croma en seco ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
Brillo	5,75 \pm 0,5	5,5 \pm 0,57	0,537
Croma	2,5 \pm 0,57	2,0 \pm 0,0	0,134

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos.

Tabla 24: Valores de brillo y croma en húmedo ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n = 4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
Brillo	4,5 \pm 0,57	4,25 \pm 0,5	0,537
Croma	2,5 \pm 0,57	2,0 \pm 0,0	0,134

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos.

Todas las muestras de control y quemado, tanto en seco como en húmedo, presentaron el mismo valor para el matiz, que fue 10YR. En cuanto al brillo y el croma, por lo general, se produjo un leve descenso no significativo de sus valores; por ello, podemos concluir que el color del suelo no se ha visto modificado significativamente tras la acción del fuego.

Algunos autores han atribuido las disminuciones en los valores del brillo y el croma a la incorporación de cenizas al suelo (Celis et al., 2013; Badía y Martí, 2003). En nuestro caso, cuando se llevó a cabo el muestreo, el horizonte Ah fue meticulosamente limpiado y se eliminaron todos los restos de cenizas, lo que podría explicar por qué a la hora de analizar el color no se observó una variación significativa en dichos valores.

Autores como Badía y Martí (2003), encontraron diferentes resultados al analizar el color de dos suelos (uno calcáreo y uno yesoso) sometidos a diferentes temperaturas, las cuales iban desde los 25°C hasta los 500°C. En el caso del suelo yesoso, se observó que no sufría cambios significativos en su color para ninguna de las temperaturas alcanzadas. Sin embargo, el suelo calcáreo sufrió un descenso significativo en sus valores de brillo y croma al alcanzar los 250°C, el cual fue atribuido a la combustión parcial de la materia orgánica y a la incorporación de las cenizas. Badía et al. (2017b), también reportaron un descenso significativo del brillo en el primer centímetro de un

suelo seco; que pasó de $4,7 \pm 0,8$ antes de la quema a $2,7 \pm 0,6$ inmediatamente después. Este descenso también fue atribuido a la carbonización de la materia orgánica.

Ketterings y Bigham (2000), en su estudio sobre suelos ricos en hierro en Indonesia observaron que, al calentar los suelos entre los 300 y los 600°C, los valores de brillo y croma disminuían significativamente y el matiz pasaba a ser más amarillento. Parlak (2011), que estudió el suelo de dos bosques de Turquía, también reportó un descenso en el brillo de ambos suelos entre los 300-500°C. El croma de uno de ellos aumentó significativamente a los 200°C mientras que, en el otro suelo, sufrió un descenso significativo a partir de los 300°C. El matiz sólo cambió al alcanzar los 500°C en uno de los suelos, pasando de 10YR a 2,5Y.

Terefe et al. (2005; 2008), al estudiar diferentes suelos del centro, sur y suroeste de España, vieron cómo el color de todos ellos cambiaba sustancialmente conforme las temperaturas iban aumentando. El matiz pasó a ser más rojizo, sobre todo en el rango de temperaturas de 300-500°C, a causa de las transformaciones de los óxidos de hierro, que primero se transformaron en maghemita y después en hematites. El brillo, a pesar de la disminución de la materia orgánica a los 200-300°C, sufrió un descenso debido a la carbonización de los residuos orgánicos restantes. Sin embargo, a los 500°C, sufrió un aumento a causa de la oxidación completa de la materia orgánica. En cuanto al croma, este aumentó hasta alcanzar su máximo a los 300-500°C, gracias al incremento en el contenido de hematites, que poseen una capacidad muy elevada para enrojecer el suelo incluso en bajas concentraciones.

Giovannini et al. (1988) también observaron cómo al calentar dos suelos, que originalmente tenían un color grisáceo, pasaron a adquirir un tono más rojizo a causa de la oxidación de los óxidos de hierro.

5.3.6. Hidrofobicidad

La tabla 25 muestra los datos obtenidos en las medidas de hidrofobicidad para los tres primeros centímetros del suelo.

Tabla 25: Valores de persistencia de la hidrofobicidad ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
Hidrofobicidad (s)	7,08 ± 2,69	1917,08 ± 2164,54	0,128

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos.

Si nos fijamos en la tabla (Tabla 25), podemos observar que la hidrofobicidad ha aumentado considerablemente, aunque de forma no significativa, debido a la alta

variabilidad de esta propiedad en las muestras de suelo quemado. Tras la quema, el tiempo de infiltración aumentó, en mayor o menor medida, en todas las muestras; sin embargo, algunas siguieron siendo ligeramente repelentes al agua, al igual que todas las muestras de control, mientras que otras pasaron a ser extremadamente repelentes. Nuestro suelo ya presentaba inicialmente una leve repelencia al agua, por lo que estos aumentos podrían estar causados por las reacciones químicas que se producen durante la quema, las cuales incrementan las interacciones entre las sustancias hidrofóbicas y las partículas del suelo haciendo que estas se unan para formar compuestos aún más hidrofóbicos (Zavala et al., 2014).

Son varios los autores que han recogido los efectos que el fuego ejerce sobre esta propiedad obteniendo diferentes resultados. Vadilonga et al. (2008), al estudiar diferentes suelos ubicados en Tarragona (NE, España), observaron un aumento efímero en la repelencia del agua tras incendios de media y alta intensidad. Sin embargo, en aquellos suelos que habían sufrido incendios de baja intensidad, la repelencia al agua disminuyó ligeramente. Esta disminución fue atribuida a que las temperaturas se mantuvieron por debajo de los 200°C y a la posible eliminación de algunas sustancias orgánicas que le conferían hidrofobicidad al suelo.

Jordán et al. (2011), que también investigaron incendios de diferentes severidades, pero sobre suelos volcánicos situados en Michoacán (México) vieron que, en las áreas afectadas por fuegos de baja intensidad, la repelencia al agua no sufrió ningún cambio significativo como consecuencia de las bajas temperaturas alcanzadas. Mientras que, en el caso de las áreas afectadas por incendios de elevada severidad, sólo se observó un descenso en la repelencia al agua en aquellos suelos en los que también se había producido una disminución significativa en el contenido de materia orgánica.

Fontúrbel Lliteras et al. (2017b) y Kennard y Gholz (2001), que analizaron los efectos producidos por una quema prescrita y un incendio forestal respectivamente, ambos de baja severidad, tampoco encontraron cambios significativos en la repelencia al agua.

Badía-Villas et al. (2014), en su estudio sobre el suelo de un bosque de *Pinus halepensis* ubicado en los Montes de Zuera (NE, España), registraron un descenso significativo de la repelencia al agua en el primer centímetro del horizonte Ah, que fue atribuido a la reducción en el contenido de materia orgánica y a la degradación selectiva de las estructuras alifáticas.

Granged et al. (2011) obtuvieron un resultado similar al estudiar un suelo en la Sierra de Algeciras (SW, España); también observaron un descenso significativo de la repelencia al agua en los dos primeros centímetros del suelo. En este caso, el resultado fue atribuido a las elevadas temperaturas que se alcanzaron durante la quema, que iban desde los 257°C a los de 2 cm de profundidad hasta los 420°C en la superficie.

Por otro lado, Zavala et al. (2010), que sometieron diferentes suelos a una quema en el laboratorio, reportaron un descenso no significativo de la repelencia al agua en el intervalo de temperaturas que iba de los 100-150°C. Sin embargo, a partir de los 250°C, la repelencia comenzó a descender significativamente hasta desaparecer casi por completo a los 400-450°C.

A diferencia de las tendencias observadas anteriormente, Hubbert et al. (2006) documentaron un aumento significativo de la repelencia al agua en el suelo de un bosque de California (EEUU). Antes de la quema sólo el 37% de la superficie del suelo presentaba una repelencia al agua entre moderada y extrema, tras la acción del fuego, esta superficie se elevó hasta alcanzar el 67%. A los 2 y los 4 cm de profundidad también observó un aumento en dicha propiedad. Este incremento de la repelencia en todas las profundidades estudiadas fue atribuido a la translocación de las sustancias orgánicas, procedentes de restos vegetales, hacia capas más profundas.

Arcenegui et al. (2008), también vieron cómo la repelencia al agua aumentaba significativamente tras una serie de incendios forestales sobre diferentes suelos en Alicante. Antes del incendio, sólo un 33% de las muestras presentaban repelencia al agua, tras la acción del fuego este porcentaje se incrementó hasta el 76%.

Tabla 26: Resumen de las variaciones de la hidrofobicidad en los estudios citados.

Autor	Ubicación	Tipo de suelo^a	Tipo de quema^b	Severidad de la quema^c o Tº alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado^d
Arcenegui et al, 2008	SE España	Rodoxeralf, Xerorthent, Haploxerept y Haploxeroll ¹	IF	s.d.	5	+
Badía-Villas et al, 2014	NE España	Rendzic Phaeozem ²	QL	Moderada	0	- (0-1cm) = (1-3cm)
Fontúrbel Lliteras et al, 2017b	Centro de España	s.d.	QP	Baja	0	=
Granged et al, 2011	SO España	Regosol, Cambisol y Leptosol ²	QP	420ºC superficie	0	-
Hubbert et al, 2006	California (EEUU)	Typic Xerorthents ¹	QP	Baja-moderada	7	+
Jordán et al, 2011	México	Andosols ²	QP	Baja	7-15	=
Jordán et al, 2011	México	Andosols ²	QP	Alta	7-15	-
Kennard et al, 2001	Bolivia	Inceptisols y oxisols ²	QP	Baja	60	=
Vadilonga et al, 2008	NE España	s.d.	QP	Madia-Alta	0	+
Vadilonga et al, 2008	NE España	s.d.	QP	Baja	0	=
Zavala et al, 2010	SP España, Australia y México	Regosols y Leptosols ²	QL	100-150ºC	0	=
Zavala et al, 2010	SP España, Australia y México	Regosols y Leptosols ²	QL	>250ºC	0	-

s.d: Sin datos disponibles.

^a (1) Clasificación de la USDA (Soils Survey Staff), (2) Clasificación WRB (IUSS).

^b QP: Quema prescrita, QL: Quema en laboratorio, IF: Incendio forestal.

^c Clasificación de la severidad según la interpretación del autor.

^d Tendencia observada al comparar el suelo control con el quemado. +: aumento significativo. -: descenso significativo, =: no se han producido cambios significativos.

5.3.7. Estabilidad estructural

En la tabla 27 podemos observar los datos obtenidos en las medidas de estabilidad estructural para los tres primeros centímetros del suelo.

Tabla 27: Valores de estabilidad estructural ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
Estabilidad estructural (%)	93,65 \pm 0,83	95,74 \pm 0,64	0,0072

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos.

Como podemos observar, se ha producido un aumento en la estabilidad estructural que, a pesar de haber sido leve, es altamente significativo ($p < 0,01$). Tanto las muestras de control como las de suelo quemado presentan el mismo nivel de estabilidad estructural, ya que en ambos casos los agregados son muy estables.

Autores como Giovannini et al. (1988) y Guerrero et al. (2001) también han reportado aumentos significativos de la estabilidad estructural, incluso cuando agentes cementantes como la materia orgánica han sido destruidos. Guerrero et al. (2001), observaron como la estabilidad estructural aumentaba significativamente a los 400°C y los 600°C y, Giovannini et al. (1988), reportaron el mayor incremento de la estabilidad a los 460°C. En ambos casos, estos aumentos fueron atribuidos a las alteraciones de los óxidos de hierro y aluminio y a los cambios en la estructura de los minerales de las arcillas, que pueden dar lugar a agregados más estables. Parlack (2011) y Terefe et al. (2008) también documentaron aumentos significativos de la estabilidad estructural al alcanzar temperaturas superiores a los 300°C, que fueron atribuidos a los mismos procesos observados por Giovannini et al. (1988) y Guerrero et al. (2001).

La fusión de las arcillas, causada por los cambios termales de los óxidos de hierro y aluminio (Guerrero et al., 2001), comienza al alcanzar temperaturas entre los 400-700°C (Mataix-Solera et al., 2011). A estas temperaturas, se espera que haya un consumo significativo del carbono orgánico, ya que este comienza a reducirse a partir de los 200-250°C y se consume por completo a los 460°C (Alcañiz et al., 2018). Además, también se esperaría una reducción notable en la humedad del suelo. En nuestro caso, como hemos visto en los apartados 5.3.3 y 5.3.4, no se ha producido un descenso significativo ni del carbono orgánico ni de la humedad de nuestro suelo, lo que podría ser un indicativo de que en la quema no se han alcanzado tales temperaturas y, por lo tanto, el incremento de la estabilidad estructural no puede ser atribuido a las alteraciones

de los óxidos de hierro y aluminio ni a los cambios en la estructura de las arcillas como se ha visto en los estudios anteriores.

Fox et al. (2007) y García-Corona et al. (2004) también reportaron aumentos significativos de la estabilidad estructural en sus respectivos estudios. García-Corona et al. (2004), que estudiaron el suelo de dos bosques de *Pinus pinaster* en Galicia (NO España), observaron un aumento en la estabilidad estructural de uno de ellos, a los 170 y los 220°C. Por otro lado, Fox et al. (2007) vieron cómo la estabilidad aumentaba en algunas fracciones del suelo al alcanzar temperaturas superiores a los 150°C. En ambos estudios se observó que la repelencia al agua era el principal factor que controlaba la estabilidad estructural, por lo que estos incrementos en la estabilidad fueron atribuidos al aumento de la hidrofobicidad de los suelos. Terefe et al. (2008) también documentaron un aumento de la estabilidad estructural, causado por un incremento en la hidrofobicidad, en aquellos suelos que habían sido calentados hasta los 250°C y presentaban un elevado contenido de materia orgánica, la cual se volatilizó y se condensó alrededor de los agregados haciéndolos más hidrofóbicos.

Como hemos visto en los estudios anteriores, la estabilidad estructural puede aumentar en fuegos de severidad baja o moderada, a causa de la formación de una película hidrofóbica en la parte externa de los agregados, que los hace más estables (Certini, 2005; Mataix-Solera et al., 2004). En el apartado 5.3.6, se puede ver como la hidrofobicidad ha aumentado considerablemente, aunque de forma no significativa, tras el paso del fuego; este incremento en la hidrofobicidad podría ser el causante de que la estabilidad estructural de nuestro suelo haya aumentado tras la quema. Se ha encontrado una correlación positiva ($r = 0,671$) entre ambos parámetros en las muestras de control y quemado (Anexo II) que, aunque no llega a ser significativa, es bastante elevada y se acerca a serlo.

Otros autores como Soto et al. (1991) y Velasco y Úbeda. (2014), que estudiaron diversos suelos del noroeste y noreste de España respectivamente, también registraron aumentos significativos en la estabilidad estructural. Además, Soto et al. (1991) también reportaron un descenso significativo de la estabilidad en aquellos suelos que habían alcanzado temperaturas superiores a los 170°C, el cual fue atribuido a la combustión de la materia orgánica.

Granged et al. (2011) y Martín et al. (2011), también observaron un descenso significativo de la estabilidad estructural, inmediatamente después del fuego, que en ambos casos también fue atribuido al descenso en el contenido de materia orgánica.

También hay estudios, como los de Jordán et al. (2011) y Zavala et al. (2010), en los que no se han encontrado cambios significativos en la estabilidad estructural. En ambos casos se estudiaron diferentes suelos ubicados en Michoacán (México), Andalucía (España) y Nueva Gales del Sur (Australia) y, se observó que, en aquellos suelos que habían sido afectados por incendios de baja intensidad, la estabilidad estructural no se veía modificada. Sin embargo, en los suelos afectados por incendios de moderada y alta intensidad, se observó un descenso significativo de la estabilidad causado por el descenso del carbono orgánico. Mataix-Solera (1999) tampoco observó cambios significativos de la estabilidad estructural en su estudio.

Tabla 28: Resumen de las variaciones en la estabilidad estructural en los estudios citados.

Autor	Ubicación	Tipo de suelo^a	Tipo de quema^b	Severidad de la quema^c o T^o alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado^d
Fox et al, 2007	Francia	Planosol ²	QL	≥150°C	0	+
García-Corona et al, 2004	NO España	Regosols y Umbrisols ²	QL	170-220°C	0	+
Gerrero et al, 2001	s.d.	s.d.	QL	400-600°C	0	+
Giovannini et al, 1988	N Italia	s.d.	QL	460°C	0	+
Granged et al, 2011	SO España	Regosol, Cambisol y Leptosol ²	QP	Alta	0	-
Jordán et al, 2011	México	Andosols ²	QP	Baja	7-15	=
Jordán et al, 2011	México	Andosols ²	QP	Alta	7-15	-
Martín et al, 2011	NO España	Leptosol y Humic Cambisol ²	IF	Alta	0	-
Martín et al, 2011	NO España	Leptosol y Humic Cambisol ²	IF	Baja	0	-
Mataix-Solera, 1999	SE España	Haploxeroll Cálculo ¹	QP	Moderada	1	=
Parlak, 2011	Turquía	s.d.	QL	300-500°C	0	+

Autor	Ubicación	Tipo de suelo ^a	Tipo de quema ^b	Severidad de la quema ^c o Tº alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado ^d
Soto et al, 1991	NO España	Humic Cambisol ²	QL	170ºC	0	+
Soto et al, 1991	NO España	Humic Cambisol ²	QL	380-700ºC	0	-
Terefe et al, 2008	Centro de España	Typic Palexeralf y Calcaric Rhodoxeralfs ¹	QL	300-500ºC	0	+
Terefe et al, 2008	Centro de España	Typic Palexeralf y Calcaric Rhodoxeralfs ¹	QL	250ºC	0	+
Velasco et al, 2014	NE España	Lithic Xerochrept ¹	IF	Baja-Alta	0	+
Zavala et al, 2010	SP España, Australia y México	Regosols y Leptosols ²	QL	100-150ºC	0	=
Zavala et al, 2010	SP España, Australia y México	Regosols y Leptosols ²	QL	200-450ºC	0	-

s.d: Sin datos disponibles.

^a (1) Clasificación de la USDA (Soils Survey Staff), (2) Clasificación WRB (IUSS).

^b QP: Quema prescrita, QL: Quema en laboratorio, IF: Incendio forestal.

^c Clasificación de la severidad según la interpretación del autor.

^d Tendencia observada al comparar el suelo control con el quemado. +: aumento significativo. -: descenso significativo, =: no se han producido cambios significativos.

5.3.8. Densidad aparente

La tabla 29 muestra los datos obtenidos en las medidas de densidad aparente para los tres primeros centímetros del suelo.

Tabla 29: Valores de densidad aparente ($\bar{x} \pm DE$) en muestras de control y quemado de suelo en 0-3 cm; (n=4) para cada tratamiento.

	Control	Quemado	P-Valor
Densidad aparente (Kg/m³)	784,37 ± 69,57	639,9 ± 24,41	0,0078

El P-Valor indica si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos.

Observamos que se ha producido un descenso de la densidad aparente altamente significativo ($p < 0,01$).

Los efectos que el fuego ejerce sobre esta propiedad no se comprenden del todo muy bien; algunos autores no han registrado cambios significativos después de llevar a cabo quemas prescritas, mientras que otros han observado valores más altos o más bajos (Alcañiz et al., 2018).

Agee (1973) y Meira-Castro et al. (2014) no observaron cambios significativos en la densidad aparente de dos suelos afectados por quemas prescritas, en California (EEUU) y Portugal respectivamente. Estos resultados fueron atribuidos, principalmente, a que no se produjo una pérdida de carbono orgánico. Kennard y Gholz (2001), al estudiar el suelo de un bosque seco de Bolivia, afectado por un incendio de baja intensidad, tampoco observaron un cambio significativo en esta propiedad.

Además, otros autores como Ambra et al. (2018) y Are et al. (2009) obtuvieron los mismos resultados. En el caso de Ambra et al. (2018), la densidad aparente pasó de los $0,9 \pm 0,2 \text{ g/cm}^3$ antes de la quema a los $0,8 \pm 0,2 \text{ g/cm}^3$ inmediatamente después y, en el caso de Are et al. (2009), esta pasó de los $1,13 \text{ mg/m}^3$ en la zona de control a los $1,18 \text{ mg/m}^3$ en la zona quemada.

Por otro lado, Badía y Martí (2003), al estudiar dos suelos del Valle del Ebro, observaron un aumento significativo de la densidad aparente de ambos al alcanzar los 500°C ; el cual fue atribuido a la contribución de los materiales con alta densidad. A 500°C la destrucción de la materia orgánica es completa, lo que supone un descenso del volumen de la fracción orgánica y un aumento del volumen de la fracción mineral, que es más densa.

Hubbert et al. (2006) y Pierson et al. (2008) también reportaron un incremento significativo de la densidad aparente en sus respectivos estudios. Hubbert et al. (2006), registraron un aumento del 26% como consecuencia de la destrucción de los agregados del suelo y la pérdida de materia orgánica. Pierson et al. (2008), observaron un incremento del 30% en un suelo de Nevada (EEUU) que había sido afectado por incendio forestal. Sin embargo, en otro suelo de Idaho (EEUU) que había sido sometido a una quema prescrita, no observaron un cambio significativo de esta propiedad.

Granged et al. (2011) también reportaron un aumento significativo de la densidad aparente, inmediatamente después de la quema, que también fue asociado a la reducción de la materia orgánica del suelo.

Al contrario que las tendencias observadas anteriormente, Chief et al. (2012), al llevar a cabo una quema prescrita en un bosque-matorral en el desierto de la Gran Cuenca (Nevada, EEUU), observaron cómo la densidad aparente descendía

significativamente como consecuencia de la expansión del agua vaporizada del suelo, que provocó un aumento en la porosidad.

Los autores citados anteriormente principalmente atribuyen los cambios en la densidad aparente a las alteraciones en el contenido de materia orgánica (Agee, 1993; Meira-Castro et al., 2014; Badía et al., 2003; Hubbert et al., 2006; Granged et al., 2011), a la destrucción de las estructuras y al colapso de los agregados (Hubbert et al., 2006). En los apartados 5.3.3 y 5.3.7 podemos observar que no se ha producido un descenso en el contenido de carbono orgánico y, por tanto, tampoco en el de materia orgánica, y que los agregados no han sufrido un colapso; esto podría explicar por qué en nuestro estudio no se ha producido un incremento de la densidad aparente. Además, al igual que ocurre en el caso de Chief et al. (2012), la densidad aparente podría haber descendido a causa de un aumento en la porosidad. El agua contenida en el suelo, al evaporarse, podría haber aumentado el tamaño de los poros sin llegar a romper los agregados del suelo, ya que estos son muy estables tanto antes como después de la quema.

El leve aumento de la estabilidad estructural registrado en el apartado 5.3.7 podría estar relacionado con el descenso de la densidad aparente; se ha encontrado una correlación negativa significativa ($r = -0,761$; $p < 0,05$) entre ambos parámetros en las muestras de control y quemado (Anexo II).

Tabla 30: Resumen de las variaciones de la densidad aparente en los estudios citados.

Autor	Ubicación	Tipo de suelo^a	Tipo de quema^b	Severidad de la quema^c o T° alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado^d
Agee, 1973	California (EEUU)	s.d.	QP	s.d.	s.d.	=
Ambra et al, 2018	S Italia	Cromi-Leptic Luvisol ²	QP	Baja	0	=
Are et al, 2009	SO Nigeria	Typic Kanhaplustalf ¹	QP	s.d.	0-14	=
Badía y Martí, 2003	NE España	Xeric Haplogypsid y Xeric Torriorthent ¹	QL	500°C	0	+
Chief et al, 2012	Nevada (EEUU)	s.d.	QP	Baja	5	-

Autor	Ubicación	Tipo de suelo^a	Tipo de quema^b	Severidad de la quema^c o T° alcanzada	Días tras la quema	Control vs quemado^d
Granged et al, 2011	SO España	Regosol, Cambisol y Leptosol ²	QP	Alta	0	+
Hubbert et al, 2006	California (EEUU)	Typic Xerorthents ¹	QP	Baja-Moderada	7	+
Kennard et al, 2001	Bolivia	Inceptisols y Oxisols ²	QP	Baja	60	=
Meira-Castro et al, 2014	N Portugal	Umbric Cambisol ²	QP	s.d.	0	=
Pierson et al, 2008	Nevada (EEUU)	Pachic Haploxerolls ¹	IF	Alta	42	+
Pierson et al, 2008	Idaho (EEUU)	Typic Argixerolls ¹	QP	Moderada-alta	0	=

s.d: Sin datos disponibles.

^a (1) Clasificación de la USDA (Soils Survey Staff), (2) Clasificación WRB (IUSS).

^b QP: Quema prescrita, QL: Quema en laboratorio, IF: Incendio forestal.

^c Clasificación de la severidad según la interpretación del autor.

^d Tendencia observada al comparar el suelo control con el quemado. +: aumento significativo. -: descenso significativo, =: no se han producido cambios significativos.

6. CONCLUSIONES

- El material combustible presenta una escasa biomasa (2627 g seco/m² de erizón y 389,1 g seco/m² de hojarasca) por ser una población joven de erizón (por una quema previa once años atrás). También presenta una escasa humedad (15,4% el erizón y 9,1% la hojarasca) a causa de las condiciones meteorológicas previas (secas y frías) y de relieve (ladera de solana con fuerte pendiente).
- El suelo objeto de nuestro estudio es un suelo somero, descarbonatado, con un pH neutro, una textura franca, una elevada estabilidad estructural y una abundante cantidad de materia orgánica en el horizonte Ah, propiedades que lo clasifican como Eutric Leptic Regosol (Loamic Humic).
- La quema prescrita no ha provocado cambios significativos en el pH, el carbono orgánico oxidable, el carbono orgánico disuelto, la humedad, el color y la hidrofobicidad tras la acción del fuego.
- En algunas propiedades como el carbono orgánico oxidable y la humedad, la ausencia de cambios significativos podría ser debida a la baja severidad de la quema (por la escasa biomasa quemada y la alta inercia térmica del suelo); sin embargo, no se puede descartar un efecto de dilución al muestrear 3 cm de espesor. Esto podría evidenciar la importancia de analizar el suelo centímetro a centímetro para poder determinar con mayor precisión las alteraciones producidas por las quemas prescritas.
- Algunas propiedades como el carbono orgánico disuelto y la hidrofobicidad han sufrido un aumento considerable, aunque no significativo, debido a la alta variabilidad espacial en las muestras quemadas, lo que podría corregirse aumentando el número de réplicas tomadas.
- La conductividad eléctrica, la estabilidad estructural y la densidad aparente se han visto modificadas significativamente tras el fuego.
- La Conductividad eléctrica ha sufrido un aumento debido al aporte de iones inorgánicos procedentes de la combustión de la hojarasca y a la incorporación de cenizas.
- La muy elevada estabilidad estructural de los agregados del suelo (93%) aumentó tras el fuego (95%), lo que se relaciona con el incremento de la hidrofobicidad.
- Se observa un descenso de la densidad aparente tras la quema que podría estar relacionado con un aumento en la porosidad del suelo.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Afif Khouri, E., Oliveira Prendes, J.A. (2006). Efectos del fuego prescrito sobre matorral en las propiedades del suelo. *Invest Agrar*, 15(3), 262-270.
- 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., Farguell, J., Úbeda, X. (2016). Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). *Science of The Total Environment*, 572, 1329–1335. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.01.115
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment*, 613-614, 944-957.
- Alexis, M. A., Rasse, D. P., Rumpel, C., Bardoux, G., Péchot, N., Schmalzer, P., ... Mariotti, A. (2006). Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem. *Biogeochemistry*, 82(2), 201–216. doi:10.1007/s10533-006-9063-1
- Are, K. S., Oluwatosin, G. A., Adeyolanu, O. D., Oke, A. O. (2009). Slash and burn effect on soil quality of an Alfisol: Soil physical properties. *Soil and Tillage Research*, 103(1), 4–10. doi:10.1016/j.still.2008.08.011
- Armas-Herrera, C. M., Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., Porta, J. (2016). Immediate effects of prescribed burning in the Central Pyrenees on the amount and stability of topsoil organic matter. *Catena*, 147, 238–244. doi:10.1016/j.catena.2016.07.016
- Atlas de la flora del Pirineo. (2019). Recuperado de: http://florapirineos.ipe.csic.es/index.php?pag=mapa.php&cod_taxon=25800&genero=Echinopartum&especie=horridum&subespecie=&variedad=
- Badía, D., Armas, C., Mora, J.L., Gómez, D., Montserrat, G., Palacios, S. (2017a). ¿Podemos controlar la expansión del erizón mediante quemas? *Lucas Mallada*, 19, 9-22. Recuperado de: <http://revistas.iea.es/index.php/LUMALL/article/view/2685>

- Badía, D., Cuchi Oterino, J.A. (2009). Itinerarios edáficos por el Alto Aragón. Colección Cuadernos Altoaragoneses de Trabajo, 28. Huesca, España: Instituto de Estudios Altoaragoneses.
- Badía, D., Fillat, F. (2008). Descripción del marco físico: Geología, clima y suelos. En Fillat, F., González, R., Gómez, D., Reiné., R. *Pastos del Pirineo* (pp. 255-272). Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC y Diputación provincial de Huesca.
- Badía, D., Girona, A. (2017). Evaluación de Suelos: guion de prácticas de laboratorio. Huesca, España: Reprografía de la Escuela Politécnica Superior de Huesca.
- Badía-Villas, D., González-Pérez, J. A., Aznar, J. M., Arjona-Gracia, B., Martí-Dalmau, C. (2014). Changes in water repellency, aggregation and organic matter of a mollic horizon burned in laboratory: Soil depth affected by fire. *Geoderma*, 213, 400–407. doi:10.1016/j.geoderma.2013.08.038
- Badía, D., López-García, S., Martí, C., Ortíz-Perpiñá, O., Girona-García, A., Casanova-Gascón, J. (2017b). Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content. *Science of the Total Environment* 601-602 (2017) 1119-1128
- Badía, D., Martí, C. (2003). Plant Ash and Heat Intensity Effects on Chemical and Physical Properties of Two Contrasting Soils. *Arid Land Research and Management*, 17(1), 23-41. DOI: 10.1080/15324980301595
- Badía, D., Martí, C. (2017). Caracterización de suelos: métodos e interpretación de resultados. Huesca, España: Reprografía de la Escuela Politécnica Superior de Huesca. ISBN 978-84-16723-23-2.
- Cabrera, M., Cuadrat, J.M., López, F. (2007). Atlas Climático de Aragón. Recuperado en: <https://www.aragon.es/-/atlas-climatico-de-aragon>
- Celis, R., Jordán, A., Zavala, L.M. (2013). Efectos del fuego en las propiedades biológicas, físicas y químicas del suelo. En Bento Gonçalves, A., Viera, A. *Grandes incêndios florestais, erosão, degradação e medidas de recuperação dos solos*. (pp. 145-160). Ed. NIGP, RISCOS y CEGOT
- Certini, G. (2005). Effects of Fire on Properties of Forest Soils: A Review. *Oecologia*, 143(1), 1-10. Doi: 10.1007/s00442-004-1788-8

- Chief, K., Young, M. H., Shafer, D. S. (2012). Changes in Soil Structure and Hydraulic Properties in a Wooded-Shrubland Ecosystem following a Prescribed Fire. *Soil Science Society of America Journal*, 76(6), 1965. doi:10.2136/sssaj2011.0072
- Costa Alcubierre, P., Castellnou Ribau, M., Larrañaga Otxoa de Egileor, A., Miralles Bover, M., Daniel Kraus, P. (2011). La Prevenció dels Grans Incendis Forestals adaptada a l'Incendi Tipus. Generalitat de Catalunya
- Doerr, S.H., Santín, C. (2016) Global trends in wildfire and its impacts: perceptions versus realities in a changing world. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696), 20150345. Doi:10.1098/rstb.2015.0345
- Doerr, S.H., Shakesby R.A., Walsh. R.P.D. (1998). Spatial variability of soil hydrophobicity in fire-prone Eucalyptus and Pine forest, Portugal. *Soil Science*, 163, 313-324.
- Fernandes, P. M., Davies, G. M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, C.R., Vega, J.A., Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: Developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(SUPPL. 1). <https://doi.org/10.1890/120298>
- Fernández, I., Cabaneiro, A., Carballas, T. (1997). Organic matter changes immediately after a wildfire in an atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(1), 1–11. doi:10.1016/s0038-0717(96)00289-1
- Ferrer, C., San Miguel, A., Olea, L. (2001). Nomenclátor Básico de Pastos en España. *Pastos* 29 (2), 7-44.
- Ferrer, C., Barrantes, O., Broca, A., 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., González, R., Gómez, D., Reiné., R. *Pastos del Pirineo* (pp. 255-272). Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC y Diputación provincial de Huesca.
- Fillat, F., González, R., Gómez, D., Reiné., R. 2008. *Pastos del Pirineo*. Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC y Diputación provincial de Huesca.
- Fontúrbel, M. T., Barreiro, A., Vega, J. A., Martín, A., Jiménez, E., Carballas, T., Díaz-Raviña, M. (2012). Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities. *Geoderma*, 191, 51–60. doi:10.1016/j.geoderma.2012.01.037

- Fontúrbel Lliteras, M.T., Fernández Filgueira, Vega Hidalgo, J.A., Merino, A. (2017a). *Cambios en el carbono orgánico y en propiedades físicas del suelo después de incendios de distinta severidad*. Presentado en 7º Congreso Forestal Español. Gestión del monte: servicios ambientales y bioeconomía, Plasencia, España.
- Fontúrbel Lliteras, M. T., Jiménez Carmona, E., Fernández Filguera, C., Vega Hidalgo, J. A. (2017b). *Efectos inmediatos de quemas prescritas bajo arbolado en masas puras y mixtas (Pinus nigra, Pinus pinaster) de la provincia de Cuenca en propiedades del suelo*. Presentado en 7º Congreso Forestal Español. Gestión del monte: servicios ambientales y bioeconomía, Plasencia, España.
- Fox, D. M., Darboux, F., Carrega, P. (2007). Effects of fire-induced water repellency on soil aggregate stability, splash erosion, and saturated hydraulic conductivity for different size fractions. *Hydrological Processes*, 21(17), 2377–2384. doi:10.1002/hyp.6758
- García-Corona, R., Benito, E., de Blas, E., Varela, M. E. (2004). Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 13(2), 195. doi:10.1071/wf03068
- Gartzia, M., Alados, C. L., 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. doi:10.1177/0309133314524429
- Giovannini, G. (2012). *Fire in agricultural and forestal ecosystems the effects on soil*. Florencia, Italia: Edizioni ETS.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., Giachetti, M. (1988). Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, Vol. 146. No.4
- Girona, A. (2019). *Changes in soil properties after prescribed burning for pasture restoration in shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain)* (Tesis doctoral). Universidad de Zaragoza, Aragón, España.
- Girona-García, A., Badía-Villas, D., Martí-Dalmau, C., Ortiz-Perpiñá, O., Mora J.L., Armas-Herrera, C.M. (2018a). Effects of prescribed fire for pasture management on soil organic matter and biological properties: A 1-year study case in the Central

Pyrenees. *Science of The Total Environment*, 618, 1079-1087.
doi:10.1016/j.scitotenv.2017.09.127

Girona-García, A., Ortiz-Perpiñá, O., Badía-Villas, D. (2019). Dynamics of topsoil carbon stocks after prescribed burning for pasture restoration in shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain). *Journal of Environmental Management*, 233, 695–705. doi:10.1016/j.jenvman.2018.12.057

Girona-García, A., Ortiz-Perpiñá, O., Badía-Villas, D., Martí-Dalmau, C. (2018b). Effects of prescribed burning on soil organic C, aggregate stability and water repellency in a subalpine shrubland: variations among sieve fractions and depth. *Catena*. DOI: 10.1016/j.catena.2018.03.018

Girona-García, A., Zufiaurre Galarza, R., Mora, J.L., Armas-Herrera, C.M., Martí, C., Ortiz-Perpiñá, O., Badía-Villas, D. (2018c). Effects of prescribed fire for pasture reclamation on soil chemical properties in subalpine shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain). *Science of the Total Environment* 644: 583-593. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.363

Goberna, M., García, C., Insam, H., Hernández, M. T., Verdú, M. (2011). Burning Fire-Prone Mediterranean Shrublands: Immediate Changes in Soil Microbial Community Structure and Ecosystem Functions. *Microbial Ecology*, 64(1), 242–255. doi:10.1007/s00248-011-9995-4

Goldammer JG, Montiel C. 2010. Identifying good practices and programme examples for prescribed and suppression fire. En: Montiel C, Kraus D (Eds.). *Best Practices of Fire Use – Prescribed Burning and Supression Fire Programmes in Selected Case-Study Regions in Europe* (pp. 35-44). Ed. European Forest Institute, Joensuu.

Gómez, D. (2008). Aspectos ecológicos de los pastos. En Fillat, F., González, R., Gómez, D., Reiné., R. *Pastos del Pirineo* (pp. 255-272). Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC y Diputación provincial de Huesca.

González-Pérez, J.A., González-Vázquez, R., Rosa Arranz, J.M., González-Vila, F.J. (2011). El fuego y la materia orgánica del suelo. *Flamma* 2(3): 8-14.

Granged, Arturo J.P., Zavala, Lorena M., Jordán, A., Bárcenas-Moreno, G. (2011). Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma* 164 (2011) 85-94.

- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Gómez, I., García-Orenes, F., Jordán, M. M. (2005). Microbial recolonization and chemical changes in a soil heated at different temperatures. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 385. doi:10.1071/wf05039
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F., Gómez, I. (2001). Different Patterns of Aggregate Stability in Burned and Restored Soils. *Arid Land Research and Management*, 15(2), 163–171. doi:10.1080/15324980151062823
- Heydari, M., Rostamy, A., Najafi, F., Dey, D.C. (2016). 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>
- Hubbert, K. R., Preisler, H. K., Wohlgemuth, P. M., Graham, R. C., Narog, M. G. (2006). Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral watershed, southern California, USA. *Geoderma*, 130(3-4), 284–298. doi:10.1016/j.geoderma.2005.02.001
- IUSS Working Group WRB. (2014). World Reference base for soil resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, update 2015. World soil resources reports, 106. Rome, Italy: FAO.
- Jordán, A., Zavala, L.M., González, F.A., Bárcenas-Moreno, G., Mataix-Solera, J. (2010). Repelencia al agua en suelos afectados por incendios: métodos sencillos de determinación e interpretación. En Cerdà, A y Jordán, A. *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. (pp.145-184). Ed. Catedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València. FUEGORED.
- Jordán, A., Zavala, L. M., Mataix-Solera, J., Nava, A. L., Alanís, N. (2011). Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on Mexican volcanic soils. *Catena*, 84(3), 136–147. doi:10.1016/j.catena.2010.10.007
- Kennard, D.K., 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. doi:10.1023/a:1010507414994

- Ketterings, Q. M., Bigham, J. M. (2000). Soil Color as an Indicator of Slash-and-Burn Fire Severity and Soil Fertility in Sumatra, Indonesia. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5), 1826. doi:10.2136/sssaj2000.6451826x
- Komac, B., Alados, C. L., Camarero, J. J. (2011). Influence of Topography on the Colonization of Subalpine Grasslands by the Thorny Cushion Dwarf *Echinopartum horridum*. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 43(4), 601–611. doi:10.1657/1938-4246-43.4.601
- Komac, B., Kefi, S., Escós, J., Alados, C. L. (2013). Modeling shrub encroachment in subalpine grassland under different environmental and management scenarios. *Journal of Environmental Management*, 121, 160-169. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.038>
- Kutiel, P., Inbar, M. (1993). Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena*, 20(1-2), 129–139. doi:10.1016/0341-8162(93)90033-I
- Marinas, A., García-González, R., Aldezabal, A., Palacio, S., Gómez-García, D. (2004). Interés ecológico y pastoral del erizón (*Echinopartum horridum* [Vahl] Rothm.). Instituto Pirenaico de Ecología (CISC).
- Martín, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, T. (2011). Short- and medium-term evolution of soil properties in Atlantic forest ecosystems affected by wildfires. *Land Degradation & Development*, 23(5), 427–439. doi:10.1002/ldr.1078
- Mataix-Solera, J. (1999). *Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración* (Tesis doctoral). Universidad de Alicante, Valencia, España.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., Zavala, L.M. (2011). Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews*, 109(1-2), 44-60. doi:10.1016/j.earscirev.2011.08.002
- Mataix-Solera, J., 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 Cerdà, A y Mataix-Solera, J. *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. (pp. 493-529). Ed. Catedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A. (2009b). Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. En Cerdà, A y Mataix-Solera, J. *Efectos de los incendios*

forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. (pp. 27-53). Ed. Catedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València.

Mataix-Solera, J., Doerr, S. (2004). Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 118(1-2), 77–88. doi:10.1016/s0016-7061(03)00185-x

Mataix-Solera, J., Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En Mataix-Solera, J. *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. (pp. 5-40). Ed. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi.

Meira-Castro, A., Shakesby, R. A., Espinha Marques, J., Doerr, S. H., Meixedo, J. P., Teixeira, J., Chaminé, H. I. (2014). Effects of prescribed fire on surface soil in a Pinus pinaster plantation, northern Portugal. *Environmental Earth Sciences*, 73(6), 3011–3018. doi:10.1007/s12665-014-3516-y

Montoya, S., Marín, E., Ortega, E. (2014). Impact of prescribed burning on soil properties in a Mediterranean area (Granada, SW Spain). *Spanish Journal of Soil Science: SJSS, Vol. 4, Nº. 1*.

Montserrat, P., Montserrat, J.M., Monserrat-Martí, G. (1984). Estudio de las comunidades de *Echinopartum horridum* en el Pirineo español. *Acta biológica Montana*, 4, 249-257.

Nadal-Romero, E., Otal-Lain, I., Lasanta, T., Sánchez-Navarrete, P., Errea, P., Cammeraat, E. (2018). Woody encroachment and soil carbon stocks in subalpine areas in the Central Spanish Pyrenees. *Science of The Total Environment*, 636, 727-736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.324>

Papió, C., Trabaud, L. (1990). Structural characteristics of fuel components of five Mediterranean shrubs. *Forest Ecology Management*, 35(1990) 249-259.

Parlak, M. (2011). Effect of heating on some physical, chemical and mineralogical aspects of forest soil. *Bartın Orman Fakültesi Dergisi, Cilt:13 Sayı: 19*,143-152.

Parsons, A., Robichaud, P.R., Lewis, S.A., Napper, C., Clarck, J.T. (2010). *Field Guide for Mapping Post-Fire Soil Burn Severity*. Ed. United States Department of Agriculture.

Pierson, F. B., Robichaud, P. R., Moffet, C. A., Spaeth, K. E., Williams, C. J., Hardegree, S. P., Clark, P. E. (2008). Soil water repellency and infiltration in coarse-textured

- soils of burned and unburned sagebrush ecosystems. *Catena*, 74(2), 98–108. doi:10.1016/j.catena.2008.03.011
- Prieto-Fernández, A., Acea, M. J., Carballas, T. (1998). Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biology and Fertility of Soils*, 27(2), 132–142. doi:10.1007/s003740050411
- Reiné, R. (2017). ¿Por qué investigar los pastos del Pirineo aragonés? *Lucas Mallada*, 19, 9-22. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/330825832_Por_que_investigar_los_pastos_del_Pirineo_aragones
- Santín, C., Doerr, S.H. (2016). Fire effects on soils: the human dimensión. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696), 28-34. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0171>
- Shibata, H., Petrone, K. C., Hinzman, L. D., Boone, R. D. (2003). Effect of fire on dissolved organic carbon and inorganic solutes in spruce forest in the permafrost region of interior Alaska. *Soil Science and Plant Nutrition*, 49(1), 25–29. doi:10.1080/00380768.2003.10409975
- Soto, B., Benito, E., Diaz-Fierros, F. (1991). Heat-Induced Degradation Processes in Forest Soils. *International Journal of Wildland Fire*, 1(3), 147. doi:10.1071/wf9910147
- Tan Nguyen, C. (2011). Effects of prescribed fire on soil nutrient pools in the pine rockland forest ecosystem (Tesis doctoral). University of Florida.
- Terefe, T., Mariscal Sancho, I., Gómez Migel, M., Espejo Serrano, R. (2005). Relationship between soil color and temperature in the surface horizon of mediterranean soils. *Soil Science*, 170(7), 495–503. doi:10.1097/01.ss.0000175341.22540.93
- Terefe, T., Mariscal-Sancho, I., Peregrina, F., Espejo, R. (2008). Influence of heating on various properties of six Mediterranean soils. A laboratory study. *Geoderma*, 143(3-4), 273–280. doi:10.1016/j.geoderma.2007.11.018
- Úbeda X. (2001). Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo después de un incendio forestal. *Edafología* 8, 41-49.
- Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L. R., Bernia, S., Castellnou, M. (2005). Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains,

- northeast Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 379-384.
<https://doi.org/10.1071/WF05040>
- Úbeda, X., Outeiro, L., Pereira, P. (2009). Estudios sobre las consecuencias del fuego en las propiedades del suelo y la erosión en Catalunya. Investigaciones del GRAM (Grup de Recerca Ambiental Mediterrània). En *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. (pp. 325-354). Ed. Artemi Cerdà y Jorge Mataix-Solera.
- Úbeda, X., Pereira, P., Badía, D. (2018). Prescribed fires. *Science of the Total Environment*, 637-638, 385-388.
- Ulery, A. L., Graham, R. C., Amrhein, C. (1993). Wood-ash composition and soil ph following intense burning. *Soil Science*, 156(5), 358–364. doi:10.1097/00010694-199311000-00008
- Vadilonga, T., Úbeda, X., Germann, P. F., Lorca, M. (2008). Effects of prescribed burnings on soil hydrological parameters. *Hydrological Processes*, 22(21), 4249–4256. doi:10.1002/hyp.7032
- Vega, J., Landsberg, J., Bará, S., Paysen, T., Fontúrbel, T., Alonso, M. (2000). Efectos del fuego prescrito bajo arbolado de *Pinus pinaster* en suelos forestales de Galicia y Andalucía. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 9, 123–136.
- Van den Berg, L. J. L., Shotbolt, L., Ashmore, M. R. (2012). Dissolved organic carbon (DOC) concentrations in UK soils and the influence of soil, vegetation type and seasonality. *Science of The Total Environment*, 427-428, 269–276. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.03.069
- Velasco, A., Úbeda, X. (2014). Estabilidad de los agregados de un suelo quemado a diferentes intensidades de fuego dieciocho años después de un incendio forestal. *Cuadernos de Investigación geográfica* 40(2), 333-352.
<https://doi.org/10.18172/cig.2521>
- Vermeire, L.T., Wester, D.B., Mitchell, R.B., Fuhlendorf, S.D. (2005). Fire and Grazing Effects on Wind Erosion, Soil Water Content, and Soil Temperature. *Journal of Environment Quality* 35(5), 11559. doi:10.2134/jeq2005.0006
- Wang, X., Xu, J., Wu, Z., Shen, Y., Cai, Y. (2019). Effect of annual prescribed burning of wetlands on soil organic carbon fractions: A 5-year study in Poyang, China. *Ecological Engineering*, 138, 219–226. doi:10.1016/j.ecoleng.2019.07.028

- Wang, Q., Zhong, M., Wang, S. (2012). A meta-analysis on the response of microbial biomass, dissolved organic matter, respiration, and N mineralization in mineral soil to fire in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 271, 91–97. doi:10.1016/j.foreco.2012.02.006
- Yera, J. (2005). Herbario de Jaca. Recuperado de: <http://floragon.ipe.csic.es/ficha.php?genero=Echinospartum&especie=horridum&subespecie=&variedad=>
- Zavala, L.M., De Celis, R., 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. J. P., Jordán, A., Bárcenas-Moreno, G. (2010). Effect of burning temperature on water repellency and aggregate stability in forest soils under laboratory conditions. *Geoderma*, 158(3-4), 366–374. doi:10.1016/j.geoderma.2010.06.004

8. ANEXOS

8.1. ANEXO I

Tabla 31: Ficha de campo del perfil edáfico.

Observación nº:	Topónimo, municipio: Lusarre, t.m. Torla
Localización UTM: 30T 73594/4725037	Altitud (m): 1.686
Fecha: 25/3/2019	

Geomorfología: Ladera rectilínea	Pendiente: 60%	Orientación: Sur
Material originario: Turbiditas de Eoceno		
Vegetación/ Uso del territorio: Erizón (quemado previamente en 2008)		
Erosión (forma e intensidad): -		
Pedregosidad (% suelo cubierto): 50%	Tamaño piedras (cm): Grava a bloques	
Afloramientos rocosos (%): -	Distancia entre afloramientos (m): -	
Drenaje: Bien drenado	Encharcamiento: No	
Otros: Suelo somero		

Horizonte nº	1	2
Horizonte genético	Ah	C
Profundidad (cm)	10	30/40
Límite	Plano, abrupto	Contacto lítico
Color seco	10YR 5/2 pardo amarillento oscuro	2.5Y 5/3 marrón amarillento
Color húmedo	10YR 3/2 pardo grisáceo	2.5Y 4/3 marrón verde oliva
Manchas	No	No
Estado redox	Oxidado	Oxidado
Elementos gruesos (%)	20	30
Tamaño	< 6 cm	< 20 cm
Forma	12	12 y 8
Orientación	Horizontal	Horizontal
Distribución	Regular	Aumenta en profundidad
Litología	Calcarenitas	Calcarenitas
Estructura:		
Forma	Granular	Bloques subangulares
Desarrollo	Fuerte	Moderado
Tamaño	Fino	Mediano

Compacidad	Muy poco	Poco
Materia orgánica		
Actividad b/h		
Naturaleza	Galerías, micelios	No aparente
Cantidad	Frecuente	-
Raíces	Frecuentes, muy frecuentes, abundantes	Frecuentes
Grietas	No	No
Test de campo		
HCl	Sin reacción	Sin reacción
Acumulaciones	No	No
Revestimientos	No	No
Clasificación tentativa	Eutric Leptic REGOSOL (Loamic, Humic)	

8.2. ANEXO II

Tabla 32: Matriz de correlación entre muestras control y quemadas (n=8). Profundidad 0-3 cm.

	pH	CE	C oxi	C dis	H	WDPT	SAS	Dap
pH	1	0,608	0,061	-0,445	0,144	-0,418	0,197	-0,258
CE		1	0,191	0,292	-0,043	0,245	0,834**	-0,611
C oxi			1	-0,218	0,297	-0,106	0,099	0,011
C dis				1	-0,034	0,886**	0,688	-0,385
H					1	-0,272	-0,061	0,338
WDPT						1	0,671	-0,482
SAS							1	-0,761*
Dap								1

CE: Conductividad eléctrica. C oxi: Carbono orgánico oxidable. C dis: Carbono orgánico disuelto. H: Humedad. WDPT: Hidrofobicidad. SAS: Estabilidad Estructural. Dap: Densidad aparente.

* La correlación es significativa en el nivel 0,05

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