



**Universidad**  
Zaragoza

## Trabajo Fin de Grado

Cambios en la cantidad total y en fracciones del carbono orgánico del suelo causados por las quemas prescritas de erizón (*Echinopartum horridum*) en pastos del Pirineo Central.

Changes in the amount of total soil organic carbon and fractions caused by the prescribed burning of thorny cushion dwarf shrubs (*Echinopartum horridum*) in pasturelands of the Central Pyrenees.

Autor

Héctor Martín Bernad

Directores

Antonio Girona García  
Josep Oriol Ortiz Perpiñá

Escuela Politécnica Superior  
2019



## RESUMEN

El abandono rural y la prohibición del uso del fuego como herramienta de control de la vegetación han ocasionado la matorralización de los pastos de montaña subalpinos, como paso intermedio a su reconversión hacia zonas forestales. Para revertir esta situación, la administración procede a la realización de quemas prescritas, las cuales pueden tener diversos efectos en las propiedades del suelo. Con el objetivo de conocer dichos efectos sobre la materia orgánica (MO) del suelo en tres áreas distintas del Pirineo Aragonés (Asín de Broto, Buisán y Yebra de Basa), se han cuantificado diversas fracciones del carbono del suelo en función de su solubilidad, así como el carbono orgánico y MO total oxidable (COT, MOT) y sus fracciones no hidrolizables, antes de la quema (C0), justamente después (Q0) y al año siguiente (Q12). Los resultados mostraron una severidad de la quema distinta en cada área, debido principalmente al tiempo de permanencia del fuego. Después de la quema se encontraron los efectos más significativos en Buisán, donde la MOT y el COT disminuyeron, al igual que una pequeña proporción de la fracción no hidrolizable. En Asín, donde la severidad fue intermedia, aunque el fuego no afectó ni la MOT ni el COT, se redujeron las fracciones más fuertemente unidas a la matriz mineral del suelo como el C extraíble con pirofosfato (Cp), incrementándose la proporción de C soluble, mientras que en Yebra, con una severidad menor, la proporción de C soluble no aumentó. Un año después de la quema se han recuperado la mayoría de los valores, pero sin llegar al contenido inicial. De ello se deduce que la quema más severa afectó a todas las fracciones de la MO por igual, mientras que cuando la severidad del fuego es menor éste afecta a las fracciones más solubles, probablemente debido a que estas fracciones cuentan con menos mecanismos de protección.

**Palabras clave:** Fuego, materia orgánica, carbono orgánico, no hidrolizable, extracción secuencial, pastos de montaña.

# ABSTRACT

Rural abandonment and the prohibition of the use of fire as a tool to control vegetation have caused the scrubbing of subalpine mountain pastures, as an intermediate step to their conversion to forest areas. To reverse this situation, the administration proceeds to the realization of prescribed burns, which can have various effects on soil properties. In order to know these effects on soil organic matter (OM) in three different areas of the Aragonese Pyrenees (Asín de Broto, Buisán and Yebra de Basa), various fractions of soil carbon have been quantified according to their solubility, as well as organic carbon and total oxidizable MO (TOC, MOT) and its non-hydrolysable fractions, before burning (C0), just after (Q0) and the following year (Q12). The results showed a different burning severity in each area, mainly due to the duration of the fire. After burning, the most significant effects were found in Buisan, where MOT and TOC decreased, as did a small proportion of the non-hydrolysable fraction. In Asín, where the severity was intermediate, although the fire did not affect either the MOT or the TOC, the fractions most strongly bound to the mineral matrix of the soil were reduced as the extractable C with pyrophosphate (Cp), increasing the proportion of soluble C, whereas in Yebra, with a lower severity, the proportion of soluble C did not increase. One year after the burning, most of the values have been recovered, but without reaching the initial content. It follows that the most severe burn affected all fractions of the OM equally, while when the fire severity is lower it affects the most soluble fractions, probably because these fractions have less protection mechanisms.

**Key words:** Fire, organic matter, organic carbon, non-hydrolysable, sequential extraction, mountain pastures.

## Índice general:

1.	INTRODUCCIÓN .....	1
1.1.	ABANDONO RURAL Y MATORRALIZACIÓN EN ÁREAS DE MONTAÑA.....	1
1.2.	IMPACTO DEL FUEGO SOBRE EL SUELO .....	2
1.3.	LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO Y EL FUEGO .....	4
2.	OBJETIVOS .....	7
3.	MATERIAL Y METODOS .....	8
3.1.	ÁREAS DE ESTUDIO.....	8
3.1.1.	Asín de Broto .....	8
3.1.2.	Buisán .....	9
3.1.3.	Yebra de Basa .....	9
3.2.	REALIZACIÓN DE LAS QUEMAS PRESCRITAS .....	9
3.3.	MUESTREO .....	11
3.4.	ANÁLISIS DE LABORATORIO .....	11
3.4.1.	Carbono oxidable total.....	12
3.4.2.	Materia orgánica total.....	12
3.4.3.	Carbono extraíble con agua fría .....	13
3.4.4.	Carbono extraíble con agua caliente.....	13
3.4.5.	Carbono extraíble con pirofosfato sódico.....	14
3.4.6.	Carbono Oxidable Residual .....	14
3.4.7.	Carbono Oxidable Recalcitrante.....	14
3.4.8.	MOS recalcitrante .....	14
3.5.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS.....	14
4.	RESULTADOS .....	15
4.1.	CARBONO OXIDABLE TOTAL.....	15
4.2.	MATERIA ORGANICA TOTAL.....	18
4.3.	CARBONO SOLUBLE (C frio y C caliente) .....	21
4.4.	CARBONO EXTRAÍBLE CON PIROFOSFATO SÓDICO .....	23
4.5.	CARBONO OXIDABLE RESIDUAL .....	25
4.6.	MATERIA ORGÁNICA NO HIDROLIZABLE.....	27
4.7.	CARBONO ORGÁNICO NO HIDROLIZABLE.....	29
4.8.	EXTRACCION SECUENCIAL.....	31
5.	DISCUSIÓN.....	33
5.1.	BUISÁN .....	34

5.2.	ASÍN DE BROTO .....	38
5.3.	YEBRA DE BASA .....	40
5.4.	COMPARACIÓN DE LAS TRES ÁREAS .....	42
6.	CONCLUSIONES .....	44
7.	BIBLIOGRAFIA .....	45
8.	AGRADECIMIENTOS.....	53
9.	ANEXOS .....	54

### Índice de figuras:

Figura 1. Situación espacial de las tres áreas de estudio .....	8
Figura 2. Pasos en la realización de la toma de muestras.....	11
Figura 3. Esquema general de los procedimientos analíticos. ....	12
Figura 4. Carbono oxidable total en Buisán .....	17
Figura 5. Carbono oxidable total en Asín de Broto .....	17
Figura 6. Carbono oxidable total en Yebra de Basa .....	18
Figura 7. Materia Orgánica Total en Buisán .....	19
Figura 8. Materia Orgánica Total en Asín de Broto .....	20
Figura 9. Materia Orgánica Total en Yebra de Basa .....	20
Figura 10. Carbono soluble en Buisán.....	21
Figura 11. Carbono soluble en Asín de Broto.....	22
Figura 12. Carbono soluble en Yebra de Basa.....	23
Figura 13. Carbono extraíble con pirofosfato en Buisán.....	23
Figura 14. Carbono extraíble con pirofosfato en Asín de Broto .....	24
Figura 15. Carbono extraíble con pirofosfato en Yebra de Basa.....	25
Figura 16. Carbono oxidable residual en Buisán .....	26
Figura 17. Carbono oxidable residual en Asín de Broto .....	26
Figura 18. Carbono oxidable residual en Yebra de Basa .....	27
Figura 19. Índice de recalcitrancia de la Materia Orgánica en Buisán .....	27
Figura 20. Índice de recalcitrancia de la Materia Orgánica en Asín de Broto .....	28
Figura 21. Índice de recalcitrancia de la Materia Orgánica en Yebra de Basa .....	28
Figura 22. Índice de recalcitrancia del carbono oxidable en Buisán .....	29
Figura 23. Índice de recalcitrancia del carbono oxidable en Asín de Broto .....	30
Figura 24. Índice de recalcitrancia del carbono oxidable en Yebra de Basa .....	31
Figura 25. Porcentaje de cada una de las fracciones de carbono en Buisán. ....	32
Figura 26. Porcentaje de cada una de las fracciones de carbono en Asín de Broto. ....	32
Figura 27. Porcentaje de cada una de las fracciones de carbono en Yebra de Basa. ....	33

### Índice de tablas:

Tabla 1. Características generales de las zonas de estudio y las quemas prescritas .....	10
Tabla 2. Variables utilizadas para evaluar el efecto de las quemas prescritas sobre el suelo....	15
Tabla 3. Valores medios y desviación estándar del COT .....	16

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. ABANDONO RURAL Y MATORRALIZACIÓN EN ÁREAS DE MONTAÑA

En las décadas de los años 60 y 70, una parte importante de la población del Pirineo, principalmente los jóvenes, emigraba hacia las ciudades industriales, donde era más fácil encontrar trabajo. Esto produjo un gran despoblamiento de la montaña y un envejecimiento de la población en estos pueblos (Montserrat y Villar, 1999). Este proceso ha continuado produciéndose hasta la actualidad, llegando incluso a ocasionar el abandono de pueblos enteros.

El desarrollo económico en los pueblos de montaña se basaba fundamentalmente en la agricultura y la ganadería, lo cual modificó de manera notable el medio natural pirenaico, ganándole terreno al bosque: laderas de montaña con fuertes pendientes se abancalaban para el cultivo, en zonas altas se eliminaban las especies arbóreas y arbustivas, generando pastos de verano para el ganado, se talaban árboles para el abastecimiento de combustible y la edificación, etc.

Debido al éxodo rural y el consiguiente abandono de estas actividades, estos ecosistemas fuertemente antropizados, que requerían una intervención continua para su mantenimiento, tienden a desaparecer y, en su proceso sucesional, en los antiguos pastos subalpinos crecen especies arbustivas y arbóreas. En concreto, en el caso de los pastos de montaña, el descenso en la intensidad de las actividades ganaderas ha facilitado que grandes superficies de antiguos prados presenten en la actualidad una importante colonización por matorrales leñosos (Nadal-Romero *et al.*, 2018), proceso que de forma genérica denominamos matorralización. Cabe destacar que se trata de un proceso natural de recolonización forestal de estas áreas, que el ganado o los propios pastores se encargaban de controlar cuando se pastaba (San Emeterio *et al.*, 2013). Este proceso, aunque sigue de forma natural al cese o la reducción de la actividad antrópica, presenta una serie de inconvenientes ecológicos y sociales como por ejemplo la pérdida de biodiversidad y de fuente de alimento para el ganado, el aumento del riesgo de incendio forestal por acumulación de combustible, etc. (Caballero *et al.*, 2010; Gartzia *et al.*, 2014).

En el Pirineo Oscense, la matorralización es causada principalmente (entre otras especies leñosas) por el erizón (*Echinopartum horridum*), leguminosa que forma densas y extensas cubiertas, que pueden tapizar varias hectáreas (Montserrat *et al.*, 1984). La morfología espinosa de las hojas del erizón dificulta que el ganado se alimente de él e incluso que el ganado y animales salvajes puedan acceder al pasto que pueda crecer debajo de dicha planta o en islas de pasto no colonizadas todavía por erizón. También puede generar daños en las ubres de los animales que se muevan por la zona, generándoles estrés.

Para revertir este proceso, recuperando superficie de pasto y reduciendo la acumulación de combustible en las áreas matorralizadas, se han ensayado diversas opciones de manejo, como el desbroce mecánico y las quemas prescritas. Éstas pueden ser definidas como la quema planeada de una superficie específica para alcanzar un objetivo preciso, la cual se realiza bajo condiciones controladas y favorables (denominada ventana de prescripción) y que representa, en consecuencia, menos riesgo que una quema tradicional (Fernandes *et al.*, 2013). La quema prescrita es usada debido a que generalmente es más económica y más práctica en este tipo de lugares que los procedimientos de desbroce mecánico mediante maquinaria forestal (Goldammer y Montiel, 2010).

## 1.2. IMPACTO DEL FUEGO SOBRE EL SUELO

La intensidad del fuego depende de factores ambientales que afectan a la combustión, como son: la cantidad, el tipo y la humedad del combustible, la temperatura y humedad del aire, la velocidad del viento y la topografía de la zona (Certini, 2005). Las quemas prescritas son llevadas a cabo bajo condiciones de humedad del suelo, humedad del combustible, temperatura y topografía favorables (Molina, 2009) bajo las cuales su severidad sobre el suelo es presumiblemente baja (Vega *et al.*, 2005).

Sin embargo, se ha descrito también que el fuego puede afectar y alterar las numerosas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Certini, 2005; Mataix-Solera *et al.*, 2011), especialmente aquellas relacionadas con la materia orgánica del suelo (MOS) y los microorganismos que lo habitan (González-Pérez *et al.*, 2004; Mataix-Solera *et al.*, 2009). Esta perturbación, combinada con la eliminación de la cubierta vegetal, puede generar una pérdida directa o indirecta de suelo por erosión (Badía y Martí, 2008) y desequilibrios químicos a medio plazo por la modificación del ritmo habitual de incorporación, mineralización y estabilización de la MOS (Girona-García *et al.*, 2018a; 2018b; 2019).

La existencia de una ventana de prescripción y la programación de las quemas nos permite conocer con antelación el lugar y el momento exacto en el que se va a producir la quema, y de esta manera poder estudiar los efectos que produce el fuego en el suelo bajo unas condiciones determinadas. Es posible, en este contexto, determinar antes de la quema qué emplazamientos resultan más representativos de la zona a estudiar, tomar muestras de ellos antes de la quema, y tomar muestras justo después, lo que reduce de forma muy significativa el error de muestreo debido a la variabilidad espacial o a una selección poco representativa de los controles.

A pesar de ello, las condiciones atmosféricas, de vegetación y topográficas pueden ser muy variables entre distintas zonas, con lo cual las características de las quemas también pueden ser muy variables. Dichas diferencias determinarán la intensidad y velocidad de la energía liberada durante la quema (Albini, 1976; Alexander, 1982; Chandler *et al.* 1991) y, por tanto, la severidad con la que se verán afectadas las propiedades del suelo (Certini, 2005). En función de esta variabilidad entre quemas, los principales efectos del fuego sobre el suelo pueden ser:

A. Cambios producidos sobre los componentes biológicos, los cuales suelen ocurrir de manera rápida y conllevan consecuencias de gran magnitud.

1. Pérdida de la vegetación que es eliminada por la quema, la cual protegía el suelo de los procesos erosivos (Badía y Martí, 2008), además de asegurar un aporte continuo y regular de materia orgánica al suelo.
2. Pérdida de gran parte de los microorganismos de la porción más superficial del suelo por el efecto directo del fuego (Armas-Herrera *et al.*, 2016; Armas-Herrera *et al.*, 2018; Girona-García *et al.*, 2018b; 2019).

B. El impacto del fuego sobre las propiedades físicas dependerá en gran medida del grado de estabilidad de la estructura, de su textura y de la temperatura alcanzada por el suelo durante la quema, así como de su tiempo de residencia. Entre las propiedades físicas del suelo que pueden ser alteradas por el fuego, podemos encontrar:

1. Textura: producidas en función de la temperatura máxima alcanzada, por ejemplo, el colapso de la estructura cristalina de las arcillas ocurre entre los 700 y 800 °C, mientras que la arena y el limo poseen temperaturas de fusión en torno a 1400 °C (Lide, 2001).
2. La estabilidad de la estructura puede aumentar tras un fuego de severidad baja o moderada debido a la formación de una película hidrofóbica en la superficie externa de los agregados (Mataix-Solera y Doerr, 2004), pero puede disminuir drásticamente cuando disminuye el contenido en materia orgánica tras la combustión a altas temperaturas y la desaparición de su efecto agregante (Badía y Martí, 2003). En este último caso, sin embargo, los agregados persistentes pueden mostrar una mayor estabilidad que los originales, debido al efecto cementante de la fusión de algunos óxidos metálicos (Giovannini y Lucchesi, 1997; Ketterings *et al.*, 2000).
3. La porosidad es afectada por la destrucción de la estructura del suelo debido a las altas temperaturas (DeBano *et al.*, 1998), como se ha explicado en el apartado anterior. Por otra parte, la obstrucción de los poros del suelo por la ceniza o los minerales de arcilla liberados por la acción del fuego contribuye a un aumento de la densidad aparente (Durgin y Vogelsang, 1984; Giovannini *et al.*, 1988). La alteración de la porosidad del suelo repercute en cambios en la capacidad de retención de agua del suelo, la infiltración y las tasas de escorrentía y erosión (Martin y Moody, 2001).
4. La repelencia al agua depende fundamentalmente de las sustancias hidrofóbicas, las cuales están relacionadas con las características del suelo y el tipo de vegetación (Scott, 2000). En suelos hidrofóbicos se ha observado que el fuego puede eliminar la repelencia en la superficie, pudiéndola aumentar en capas inferiores (Badía *et al.*, 2014) por la condensación de compuestos orgánicos volatilizados. En suelos poco repelentes al agua, se puede generar repelencia debido a la síntesis y redistribución de sustancias hidrofóbicas (Robichaud y Hungerford, 2000).
5. Cambios en la cantidad y el tipo de la materia orgánica, debido a que ésta se encuentra mayoritariamente en la porción más superficial del suelo, donde el efecto del fuego es más severo (Badía *et al.*, 2014). Sin embargo, un alto contenido de humedad en el suelo (debido a la época de realización de las quemas) y la baja intensidad de la quema prescrita reduciría la afección a la MOS y la profundidad afectada (Girona-García *et al.*, 2018c). La investigación que se propone en este trabajo se centra en los cambios en la MOS y por ello se explicaran detalladamente en el siguiente apartado.
6. Afecta también al color, debido al cambio de color de los materiales carbonizados (Schmidt *et al.*, 1999). Esta diferencia de color puede indicar la severidad del fuego. Por ejemplo, una mayor proporción de cenizas blanquecinas sobre cenizas oscuras indica una mayor severidad del fuego, que ha consumido más intensamente la materia orgánica superficial, dejando en la superficie un residuo esencialmente mineral.

C. En cuanto a los efectos del fuego sobre las propiedades químicas de los suelos, se puede destacar que:

1. La acidez decrece en el caso de que se produzca una combustión completa, debido a la liberación de bases (Arocena y Opio, 2003), estos autores también confirmaban que los cambios de pH en el suelo solo son observables a corto y medio plazo, pudiendo durar entre 1 y 3 años.
2. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) después de un fuego puede verse disminuida debido a dos factores: la principal es la pérdida de coloides orgánicos (Oswald *et al.*, 1999) y a la alteración de la mineralogía de las arcillas, aunque ésta es menos frecuente debido a que este proceso comienza a altas temperaturas cercanas a los 500 °C (Arocena y Opio, 2003). La disminución de la CIC produce que parte de los

caciones que antes estaban adsorbidos queden libres y sean así susceptibles de perderse por lavado (Gil *et al.*, 2010).

3. La conductividad eléctrica puede aumentar debido a la liberación de iones inorgánicos por la combustión de la materia orgánica (cenizas).

### 1.3. LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO Y EL FUEGO

La mayoría de las propiedades del suelo se ven afectadas por la cantidad y la calidad de MOS (véase, por ejemplo, Bot y Benites, 2005). La MOS del suelo está compuesta por una gran variedad de componentes que tienen su origen en los organismos que colonizan el suelo o su superficie, y que pueden hallarse en diversos estados de transformación. La MOS es constantemente atacada por la comunidad de descomponedores como las bacterias, hongos, etc., que transforman la MO fresca en compuestos de menor tamaño molecular, aumentando en este proceso su solubilidad en agua (Lehmann y Kleber, 2015).

Según Cotrufo *et al.* (2015), la integración y estabilización de la MO en el suelo a partir del horizonte orgánico se da esencialmente por dos vías complementarias: (i) los compuestos más solubles, generalmente sustancias no estructurales en la vegetación, como por ejemplo la celulosas y la hemicelulosas son transportadas hacia el interior del suelo por lavado, hasta que son capturadas por la microbiota del suelo, que las asimila y, en parte, las transforma a sustancias más estables por su complejidad bioquímica o por el hecho de hallarse unidas a la matriz mineral del suelo; (ii) las sustancias insolubles, generalmente compuestos estructurales, se transportan hacia el interior del suelo en forma particulada, o bien incorporadas mediante la biomasa microbiana, cuando las sustancias no estructurales ya se han eliminado. La MOS representa una de las principales reservas de carbono en los ecosistemas terrestres, siendo aceptado el valor de Van Bemmelen del 50-58 % de C en la MOS, a pesar de que pueda haber mucha variabilidad en este factor.

Como se ha dicho anteriormente, la MOS es un conjunto de componentes muy heterogéneo y dinámico, pudiéndose por ello encontrar en el suelo una gran variedad de compuestos que varían, entre otros, en su susceptibilidad al ataque microbiano, usándose habitualmente el término recalcitrancia para referirse a dicha resistencia al ataque de los microorganismos. Pero la recalcitrancia bioquímica no es en realidad la única razón que explica la persistencia de la MO en el suelo. Se han identificado tres grandes tipos de mecanismos edáficos de protección de la MOS (Kogel-Knabner, 2000; von Lützow *et al.*, 2006; Lehmann *et al.*, 2015):

1. Protección bioquímica, basada en la facilidad con la que los microorganismos del suelo pueden o no mineralizar determinados compuestos orgánicos. En este sentido, las sustancias ricas en componentes difícilmente hidrolizables, como las ligninas o las ceras que forman las cutículas de las hojas, se consideran mucho más recalcitrantes que otras sustancias más fácilmente hidrolizables, como los carbohidratos y los aminoácidos.
2. Protección química, basada en la adsorción de determinados componentes orgánicos a la matriz mineral del suelo o entre sí (como en el caso de los denominados humus mull carbonatados), lo que dificulta el acoplamiento con las enzimas extracelulares responsables de su hidrólisis, reduciendo de esta forma su velocidad de descomposición. La adsorción de la materia orgánica a la matriz mineral limita también su transporte a través del suelo, reduciendo de esta forma su acceso a colonias bacterianas o micelios fúngicos.
3. Protección física, basada en el encapsulamiento de la materia orgánica en agregados, lo que reduce la accesibilidad de los microorganismos a estas

sustancias, a la vez que limita también el movimiento de estos compuestos orgánicos a través del suelo.

Cabe destacar que el primero de los mecanismos citados depende esencialmente de las características de la MO y, por lo tanto, de la vegetación que la aporta al suelo. Por el contrario, los mecanismos de protección química y física dependen esencialmente de las características del suelo, y fundamentalmente de su granulometría, contenido y tipo de minerales de arcilla, y de su estabilidad estructural. Es por esta razón que habitualmente los suelos de texturas más finas, ricos en arcillas activas y fuertemente agregados suelen contener cantidades mayores de MOS.

La existencia de distintos mecanismos de protección de la MOS implica que ésta pueda clasificarse no solamente en términos bioquímicos (carbohidratos, proteínas, ligninas...) sino también desde un punto de vista funcional, atendiendo a la facilidad con la que distintos tipos de componentes orgánicos pueden ser utilizados por los organismos del suelo como fuente de materia o energía (Leavitt *et al.*, 1996; Kogel-Knabner, 2000; Paul *et al.*, 2006; Gregorich *et al.*, 2015).

Es común que tras la quema se produzca un descenso en el contenido de carbono orgánico, debido primordialmente a la combustión y a la volatilización de la MOS por las altas temperaturas. En esta línea (Armas-Herrera *et al.*, 2016) observó un notable descenso en la MOS del suelo tras una quema prescrita de *E. horridum* en Tella. También Girona-García *et al.* (2018b) encontraron un descenso de la MOS del suelo tras una quema prescrita de erizón en Buisán, pero en este caso solo fue significativo en el primer centímetro del suelo. En ambos casos se detectó además una importante, aunque limitada a la parte más superficial del suelo, afectación a las propiedades biológicas del suelo, evaluadas en base a la biomasa microbiana del suelo, su actividad mineralizadora y algunas actividades enzimáticas.

Sin embargo, la bibliografía es contradictoria en este aspecto. Dooley y Treseder (2012) concluyeron que los impactos de una quema prescrita en la cantidad de biomasa microbiana del suelo eran insignificantes, aunque podían inducir cambios en la abundancia y diversidad fúngica. En esta línea también hay trabajos como los de Alexis *et al.* (2007), Goberna *et al.* (2012) y Fultz *et al.* (2016) que niegan efectos en las cantidades de materia orgánica tras la quema. Incluso otros autores como Úbeda *et al.* (2005) o Alcañiz *et al.* (2016) indican que esta cantidad puede aumentar debido a la incorporación al suelo de material parcialmente calcinado u hojas desecadas por el choque térmico.

Es muy probable, en este sentido, que lo que habitualmente agrupamos bajo el término de quemas prescritas sean en realidad un conjunto de prácticas muy heterogéneas, que pueden ocasionar, por lo tanto, efectos diversos sobre el suelo. Además, desde un punto de vista operativo, los resultados que se obtienen en este tipo de estudios dependen en gran medida de la estrategia de toma de muestras. Siendo los efectos de las quemas muy limitados a las porciones más superficiales del suelo (Badía *et al.*, 2014; Armas *et al.*, 2016; Girona-García *et al.*, 2018b). Una toma de muestras que homogenice un mayor volumen de suelo, como es habitual en la mayoría de trabajos, tiene el riesgo de diluir los efectos de las quemas, llegando éstos a ser indetectables si se muestrea demasiado espesor de suelo. Además, probablemente los efectos que se detecten sobre la cantidad total de MO serán muy distintos según si en el momento de la toma de muestras se eliminan o no los horizontes orgánicos del suelo, que son los que pueden recibir los aportes de restos parcialmente calcinados procedentes de la biomasa aérea.

Del mismo modo que no todo el espesor del suelo se ve afectado por el fuego con igual intensidad, es también probable que no todos los componentes del suelo se vean afectados de la misma forma. Dicha suposición se basa en la posibilidad de que los distintos mecanismos de protección de la MO frente al ataque microbiano actúen también protegiendo a la MO frente al impacto térmico del fuego. Ello es relevante en el caso que nos ocupa, ya que permite determinar qué fracciones de la MOS se ven más afectadas por el fuego y, en consecuencia, valorar con un conocimiento mucho más detallado el impacto de las quemaduras sobre el suelo. Este tipo de aproximación basada en el fraccionamiento de la MOS ya ha sido utilizado previamente para valorar distintas opciones de manejo del suelo como la corta y quema (García-Oliva *et al.*, 1999), la fertilización, pasto y cultivo (Ghani *et al.*, 2003) o distintos tipos de uso del suelo (John *et al.*, 2005; Schwendenmann y Pendall, 2006).

Para conocer los efectos sobre las distintas fracciones de la MO protegidas mediante los diversos mecanismos de protección, se han realizado en este trabajo varios procedimientos para extraer del suelo y cuantificar la cantidad de MO: (i) Extracción con agua fría; (ii) extracción con agua caliente; (iii) Extracción con pirofosfato de sodio; (iv) Cuantificación del carbono orgánico residual; (v) Extracción mediante una hidrólisis ácida.

Se acepta habitualmente que la fracción soluble de la MOS es de rápida descomposición y es el principal suministro de alimento para varios organismos vivos del suelo, por estar formada por compuestos de bajo peso molecular, bioquímicamente simples y además móviles en el suelo. Esta fracción, considerada por tanto lábil y muy activa, está fuertemente influenciada por las condiciones climáticas, el estado de humedad del suelo, la etapa de desarrollo de la vegetación, la adición de residuos orgánicos y las prácticas culturales como el laboreo (FAO, 2003).

El pirofosfato de sodio ( $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ) se usa en análisis de estabilidad estructural del suelo por su gran capacidad para la dispersión de los agregados del suelo. Debido a ello y a su elevado pH, alrededor de 10, puede facilitar la extracción de compuestos orgánicos encapsulados en agregados y adsorbidos en el complejo de cambio (Pansu y Gautheyrou, 2006). Además, los puentes de  $\text{H}^+$  dentro de la MO del suelo son reemplazados por el  $\text{Na}^+$ , interfiriendo en la floculación de las arcillas y causando la solubilización de la MOS (Piccolo, 2002). Por ello, el uso de pirofosfato sódico es efectivo para la extracción de una fracción más estable de la MOS que la fracción soluble en agua (Hall *et al.*, 1995).

Tras la extracción con agua (fría y caliente) y con pirofosfato puede quedar todavía en el suelo una fracción insoluble o muy fuertemente unida a la matriz mineral del suelo. Puede resultar recomendable la cuantificación de la cantidad de MOS presente en el residuo seco de las extracciones, lo que se denomina carbono orgánico oxidable residual o no extraíble.

La cantidad de MOS extraíble con agua o con pirofosfato probablemente depende en parte del tipo de sustancias orgánicas que la compongan, pero también en parte de las características físicas del suelo (agregación, CIC, contenido y tipo de arcillas, etc.). Por el contrario, la hidrólisis ácida de muestras finamente disgregadas y pulverizadas permite aislar y cuantificar la fracción de la MOS que, independientemente de su ubicación en el suelo (adsorbida, encapsulada, etc.) es bioquímicamente recalcitrante. La fracción recalcitrante, y por tanto inerte, se relaciona con la estabilidad de la propia materia orgánica y tiene mayor influencia en el secuestro de carbono, en la capacidad de retención de agua y en las propiedades del suelo como filtro ambiental, ya que su grado de acción es a más largo plazo.

Nuestra hipótesis, pues, es que el impacto de las quemaduras prescritas sobre el suelo y, en particular, sobre su MO, no va a ser igual para distintos tipos de compuestos orgánicos, y que

conocer qué tipos de compuestos orgánicos se ven preferentemente afectados por distintos tipos de quemas puede ayudar a diseñar procedimientos de uso del fuego prescrito de tal forma que su impacto sobre la calidad de la MO, y por lo tanto del suelo, sea mínimo o nulo.

## 2. OBJETIVOS

Para verificar nuestra hipótesis, el objetivo general de este proyecto se enmarca en la necesidad de monitorizar los efectos de las quemas prescritas de matorral en pastos de montaña, para poder de esta forma valorar los impactos que esta práctica genera sobre el suelo y los posibles beneficios que se obtienen. Además, existe la necesidad de incorporar parámetros e indicadores en la toma de decisiones que permitan a la administración y a los responsables de la ejecución de las quemas determinar qué tipo de variantes resultan más ventajosas y generan mínimos impactos en el medio.

Por ello, se propone cuantificar y evaluar los efectos de tres quemas prescritas de *Echinopartum horridum* en pastos de montaña del Pirineo central sobre la cantidad y la calidad (en distintas fracciones) de la MOS, determinando en cada caso cuál ha sido la profundidad de suelo en la que se producen dichos efectos y si éstos se mantienen a medio plazo (un año).

El objetivo general de este trabajo se desglosa en los siguientes objetivos específicos:

- Cuantificar los contenidos totales y de distintas fracciones de la MOS de pastos de montaña matorralizados por erizón, en muestras procedentes de capas de 1 cm de espesor, hasta una profundidad de 3 cm.
- Evaluar los efectos inmediatos y a medio plazo de las quemas prescritas mediante la cuantificación de los contenidos totales y de distintas fracciones de la MOS de pastos de montaña matorralizados por erizón, en muestras procedentes de capas de 1 cm de espesor, hasta una profundidad de 3 cm, tomadas justo después y al cabo de un año de las quemas.
- Determinar el espesor de suelo que puede verse afectado por cambios en la cantidad o la calidad de la MO como consecuencia del fuego, comparando los resultados obtenidos en el análisis de las muestras tomadas justo después y un año después de las quemas con los resultados de los suelos control.
- Utilizar como fracciones potencialmente relevantes e indicadoras de cambios cualitativos en la MOS el carbono extraíble en agua fría, en agua caliente, con pirofosfato sódico y el resistente a la hidrólisis ácida.
- Interpretar los efectos del fuego sobre la cantidad y la calidad de la MO en suelos sujetos a quemas prescritas desde el punto de vista de los principales servicios ecosistémicos que éstos prestan, en comparación con los servicios prestados por los suelos control, identificando las lagunas en el conocimiento que se deriven de este trabajo y proponiendo nuevas líneas de investigación que permitan aportar más información sobre el tema objeto de estudio.

## 3. MATERIAL Y METODOS

### 3.1. ÁREAS DE ESTUDIO

Las quemas prescritas y la toma de muestras se llevaron a cabo en tres localidades de la provincia de Huesca (Aragón, España) situadas en el Pirineo central. Dichas áreas están situadas en los municipios de Asín de Broto, Buisán y Yebra de Basa (Figura 1).

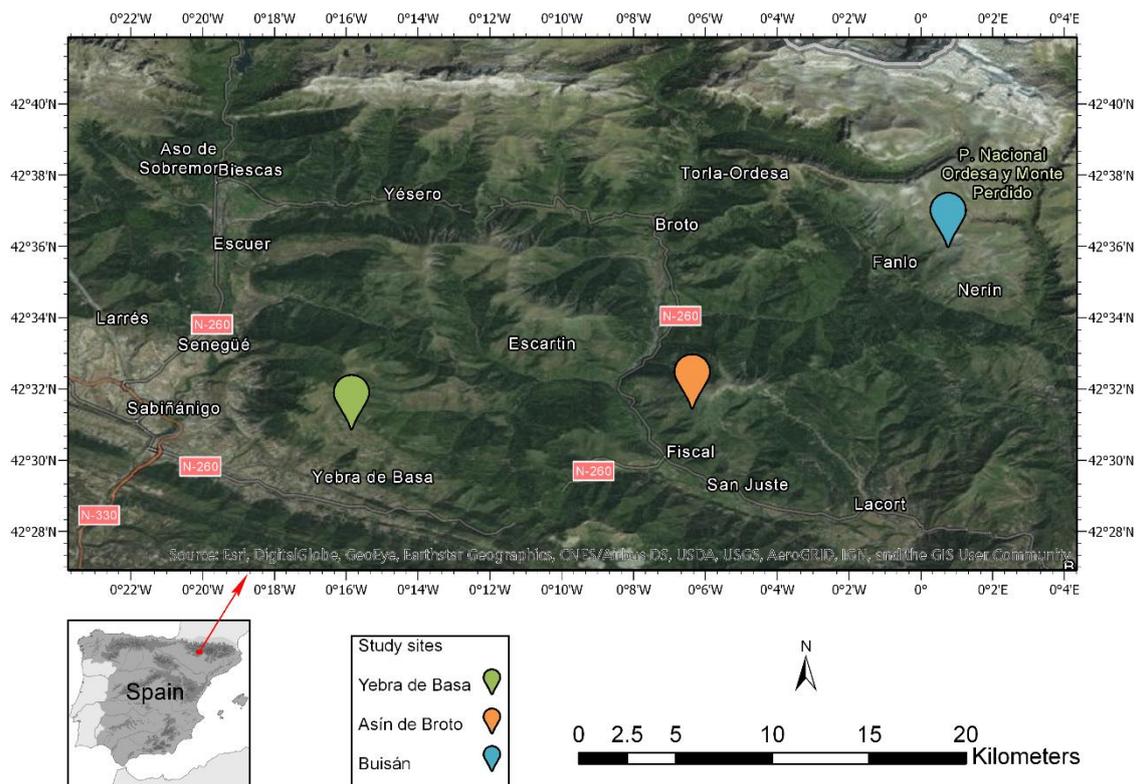


Figura 1. Situación espacial de las tres áreas de estudio: Asín de Broto (en naranja), Buisán (en azul) y Yebra de Basa (en verde). En el eje horizontal se representan las coordenadas geográficas de la longitud (en grados, minutos y segundos) y en el eje vertical la latitud (en grados, minutos y segundos). Extraído de Girona-Garcia *et al.*, 2019.

#### 3.1.1. Asín de Broto

El área de estudio está situada (NE-España; 42°31'12.3" N 0°06'02.4" W) a 1650 msnm. La parcela se localiza en una superficie de 7,4 ha en la cabecera de una ladera rectilínea con una pendiente del 35 %. Las condiciones climáticas están caracterizadas por una precipitación media anual de 1120 mm y una temperatura media anual de 8,8 °C. La clasificación del suelo según la IUSS Working Group WRB (2014) es de Cambisol calcaric, desarrollado sobre margas y areniscas del Eoceno (Luteciense). La vegetación predominante son arbustos espinosos de *Echinopartum horridum*.

### 3.1.2. Buisán

El área de estudio abarca 3.8 ha en el municipio de Fanlo (NE-España; 42°36'04.4" N 0°00'43.3" E) situado a 1760 msnm. La pendiente media está entre el 12% y el 30% de orientación sur (SE hacia W) y la vegetación dominante es el erizón *Echinopartum horridum*. Las condiciones climáticas son las de una zona de montaña, con una temperatura media anual de 5,7 °C y una precipitación media anual de 1270 mm. La clasificación del suelo según la IUSS Working Group WRB (2014) es de Cambisol eutric, que se desarrollan sobre un depósito detrítico fino sobre caliza arcillosa de Metils alternando con margas de Millaris, del Eoceno (Ilerdiense medio).

### 3.1.3. Yebra de Basa

El área está situada (NE- España; 42°30'55.0" N 0°15'47.9" W) a 1480 msnm y abarca una superficie de 2.2 ha bajo unas condiciones climáticas de montaña con 1015 mm de precipitación media y una temperatura media anual de 8.3 °C. La zona de la quema estaba posicionada en el medio de una pendiente suave (5%). La clasificación del suelo según la IUSS Working Group WRB (2014) es de Cambisol leptic, desarrollado sobre conglomerados del Eoceno superior (Bartoninse). La vegetación predominante es un mosaico compuesto por áreas de arbustos espinosos como *Echinopartum horridum* áreas dominadas por especies herbáceas.

## 3.2. REALIZACIÓN DE LAS QUEMAS PRESCRITAS

En todos los casos las quemas fueron llevadas a cabo por bomberos cualificados del EPRIF (Equipo de Prevención Integral de Incendios Forestales) de Huesca y de la BRIF (Brigadas de Refuerzo contra Incendios Forestales) de Daroca. Además, las quemas prescritas se realizaron cuando las condiciones ambientales cumplieron con los parámetros de prescripción establecidos para *Echinopartum horridum*: no hubo lluvias fuertes antes de la quema, el rango de temperatura estuvo entre 5 y 15 °C, la humedad relativa del aire fue de 35-70% y la velocidad del viento de 5-10 km h<sup>-1</sup>.

En la tabla 1 se recogen las características generales de cada una de las quemas. Aunque las tres quemas se realizaron estrictamente dentro de la ventana de prescripción, las diferencias entre las tres localidades, en las condiciones meteorológicas de las quemas y probablemente también en el manejo del fuego contribuyeron al desarrollo de quemas ligeramente distintas entre localidades. La quema de Buisán, por ejemplo, fue la que alcanzó una temperatura superficial mínima (438 °C), pero también la mínima velocidad de propagación del fuego (0.64 ha h<sup>-1</sup>). Por el contrario, la quema de Asín de Broto alcanzó la máxima temperatura superficial (768 °C), pero también la máxima velocidad de propagación (2,72 ha h<sup>-1</sup>).

El hecho de que las tres quemas tengan características distintas introduce una variabilidad que probablemente ampliará la detección de distintos efectos generales de las quemas, y por otro lado asegura por lo menos en cierta medida, que se refleja la variabilidad habitual en esta forma de manejo. Premitiéndose con lo cual el estudio de estas quemas en diferentes escenarios.

Tabla 1. Características generales de las zonas de estudio y las quemas prescritas. El análisis de temperatura comprende el tiempo transcurrido desde que se detectó un aumento de temperatura hasta que se estabilizó durante el enfriamiento. Nota: el contenido de agua en el suelo esta expresado como la media  $\pm$  la desviación estándar de las réplicas que corresponden a los puntos de muestreo, tres en el caso de Buisán y Asín, y cuatro en el caso de Yebra. Extraído de Girona-García *et al.*, 2019.

Área de estudio	Buisán	Asín de Broto	Yebra de Basa
Coordenadas	42° 36' 04.4" N 0° 00' 43.3" E	42° 31' 12.3" N 0° 06' 02.4" W	42° 30' 55.0" N 0° 15' 47.9" W
Elevación (m.s.n.m.)	1760	1650	1480
Temperatura media anual (°C)	6	8,8	8,3
Precipitación media anual (mm)	1500	1120	1015
Orientación	S	W	S
Pendiente media (%)	10	35	5
Clasificación del suelo (IUSS WRB 2014)	Cambisol éutrico	Cambisol calcárico	Cambisol Léptico
Cubierta de erizón (%)	75	95	75
Carga de combustible estimada (kg m <sup>-2</sup> ):			
Biomasa aérea	9,24	11,71	9,24
Hojarasca (OL + OF)	1,62	2,05	1,62
Fecha de la quema	Noviembre 2015	Noviembre 2016	Diciembre 2016
Superficie quemada (ha)	3,8	7,4	2,2
Velocidad del viento (km h <sup>-1</sup> )	<8	10-15	10-15
Técnica de quema	Quema puntos	por Fuego de Cola	Quema a favor
Altura de la llama (m)	1	0,7-1	1-3
Longitud de la llama (m)	1,5	0,65-1	1,5-3
Velocidad de la quema (ha h <sup>-1</sup> )	0,64	2,72	1,43
Temperaturas en la superficie:			
Temperatura máxima (°C)	438	768	595
Temperatura inicial (°C)	13,1	7,5	4,9
Temperatura final (°C)	27,5	24,3	10,2
Duración (min)			
< 60°C	2,50	15,0	24,9
60-100 °C	15,0	5,75	1,33
100 - 200 °C	6,00	2,50	1,50
200 - 300 °C	4,00	1,42	0,83
300 - 400 °C	2,00	0,58	1,25
> 400 °C	0,50	4,83	0,25
Contenido en agua del suelo antes del fuego (%, 0-1 cm)	147 $\pm$ 17	37,0 $\pm$ 3,4	29,0 $\pm$ 3,3
Contenido en agua del suelo tras el fuego (% 0-1 cm)	82,1 $\pm$ 37,4	44,0 $\pm$ 7,8	27,5 $\pm$ 10,2

### 3.3. MUESTREO

Las muestras control (C0) se tomaron justo antes a la quema por triplicado en Asín de Broto y Buisán y por cuatriplicado en el caso de Yebra de Basa. El hecho de tomar muestras en 3 o 4 puntos por cada zona obedece estrictamente a motivos operativos, ya que el muestreo se realiza el mismo día de la quema, en el plazo de tiempo disponible desde la determinación de la ubicación de la zona de estudio hasta la llegada del frente de fuego. En cada punto, como puede verse en la figura 2, se muestreó una superficie aproximada de unos 0,25 m<sup>2</sup> bajo *Echinopartum horridum*, decapando el suelo mediante una espátula de 0-1, 1-2 y 2-3 cm de profundidad del horizonte Ah, todo ello eliminando previamente los horizontes orgánicos. Se tomaron estas profundidades ya que en estudios previos no se detectan cambios a más profundidad en una quema prescrita (Badia, *et al* 2017). Para prevenir la desecación de las muestras fueron introducidas en bolsas de plástico, transportadas el mismo día al laboratorio y almacenadas a 4 °C hasta su análisis. Una aproximación de las temperaturas alcanzadas durante la combustión en cada sitio se obtuvo a través de termopares tipo K colocados en un punto de muestreo en cada una de las diferentes profundidades del suelo.

Después de la quema, tan pronto como el suelo se enfrió se tomaron la misma cantidad de muestras para cada área de estudio que en C0, muestreando en puntos adyacentes a los de las muestras control. Se descartaron en este caso los restos de la quema de la superficie (horizonte orgánico y cenizas) y se muestrean las capas a la misma profundidad que en la muestra control. De esta forma se podrá evaluar el efecto inmediato del fuego (Q0). Posteriormente, para monitorizar el efecto de la quema se repitió el mismo procedimiento de muestreo un año después (Q12).

El muestreo fue realizado por los miembros del grupo de investigación Fuegosol.

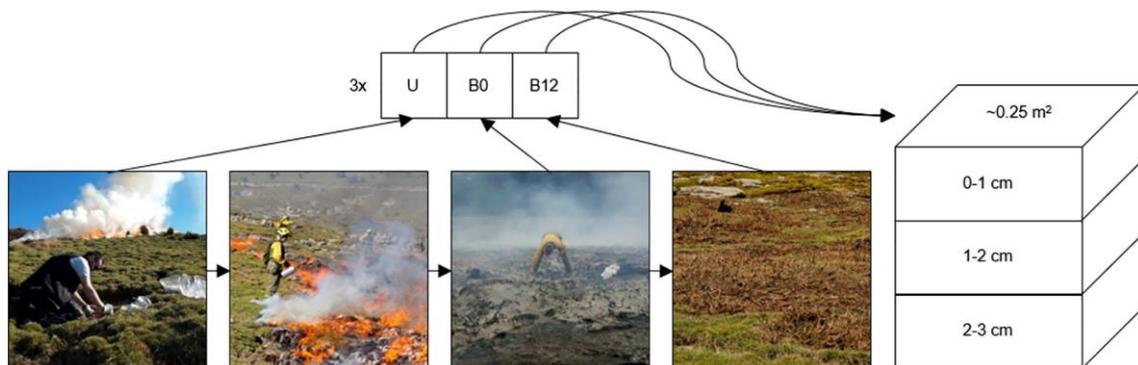
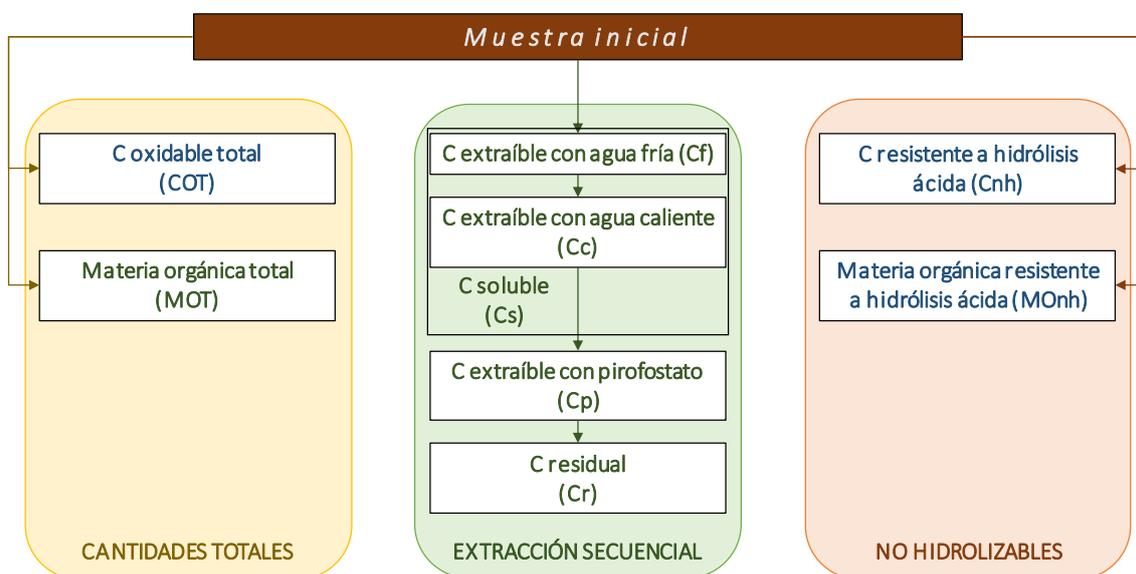


Figura 2. Pasos en la realización de la toma de muestras. Extraído de Girona-Garcia *et al.* 2018a.

### 3.4. ANÁLISIS DE LABORATORIO

Los procedimientos analíticos que se han usado en este trabajo responden al objetivo de cuantificar distintas fracciones de la MOS, cuantificadas generalmente como fracciones de C. Una visión general de los procedimientos utilizados se muestra a la figura 3. Se ha realizado, por un lado, la determinación de las cantidades totales de C oxidable y de MO (a la izquierda), la cuantificación del C y la MO resistentes a la hidrólisis ácida (a la derecha) y una extracción

secuencial con agua fría, agua caliente, pirofosfato de sodio y posterior cuantificación del C en el residuo sólido.



*Se indican en verde los análisis efectuados sobre muestras tamizadas a 2 mm y en azul los efectuados sobre muestras tamizadas a 2 mm y trituradas*

Figura 3. Esquema general de los procedimientos analíticos seguidos para el fraccionamiento del carbono.

### 3.4.1. Carbono oxidable total

Se determinó por oxidación en vía húmeda y valoración con sal de Mohr (Walkey & Black, 1934).

Se tomó una muestra de alrededor de 0,1 g de tierra fina (<2 mm) triturada en tubos de ensayo. A continuación, se añadió a cada tubo con muestra 10 ml de ácido crómico 0,4 N, se agitó brevemente en un vórtex y se introdujo en un digestor a 150 °C durante 10 minutos. Pasado este tiempo se sacaron y se dejaron enfriar en un baño de agua. Se transvasaron a un matraz Erlenmeyer aclarando el tubo de ensayo con 90 ml de H<sub>2</sub>O destilada, se le añadieron tres gotas de ferroína como indicador redox y se valoró con sal de Mohr 0.2 N hasta que viró a rojo tras pasar por un verde azulado (Nelson y Sommers, 1982). Para la elaboración de los blancos se siguió el mismo procedimiento pero utilizando tubos sin muestra. Se expresó la abundancia de carbono oxidable mediante la siguiente ecuación:

$$COT \left( \frac{g}{kg} \right) = \frac{(B-U)}{B} \times \frac{12}{n}$$

Donde: B son los ml de sal de Mohr consumidos en la valoración del blanco, U los ml de sal de Mohr consumidos en la valoración de las muestras y n es el peso en g de la muestra de suelo.

### 3.4.2. Materia orgánica total

Se determinó como la pérdida de peso por calcinación a 500 °C durante 5h (Heiri *et al* 2001).

Se pesó alrededor de 0.5 g de tierra fina, y para eliminar la humedad se introdujo en la estufa a 105 °C hasta peso constante. A continuación se colocó en la mufla a 500 °C durante 5 horas y transcurrido ese tiempo se volvió a pesar (Heiri *et al* 2001). Se calculó la MOT como:

$$MO \left( \frac{g}{kg} \right) = \frac{(MS - MC)}{MS} \times 1000$$

Donde: MS es el peso de la muestra seca (en g) y MC es el peso de la muestra calcinada (en g).

### 3.4.3. Carbono extraíble con agua fría

Los cuatro procedimientos que se presentan a continuación (3.4.3 a 3.4.6) se aplicaron de forma secuencial, con el objetivo de establecer un fraccionamiento en clases excluyentes de C.

Se pesaron 3 gramos de suelo tamizado (<2 mm), se le añadieron 30 ml de agua destilada en un tubo de ensayo, se cierra herméticamente y se agito en el agitador a 204 rpm durante 30 minutos. Posteriormente se centrifugó 5 minutos a 4500 rpm para sedimentar la parte sólida en el fondo y se pudo filtrar la parte acuosa pasándola por un embudo con papel de filtro (Ghani *et al* 2003).

Una alícuota del extracto, normalmente 8 ml, se pasó mediante una micro pipeta a un tubo de ensayo para la determinación del C soluble, proceso idéntico para las tres extracciones secuenciales (en agua fría, en agua caliente y con pirofosfato), salvo que en la extracción con pirofosfato se tomó un volumen menor de alícuota. Se le añadieron 2 ml de dicromato potásico (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) 0.04 M con una micro pipeta; dentro de la cabina de seguridad se le añadió 15 ml de mezcla biácida [H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (2:1)] con ayuda de un dispensador, se agitó cada tubo de ensayo en el vórtex y se introdujeron en el digestor durante 30 minutos a 150 °C; posteriormente se dejaron enfriar y se procedió a la valoración. Para ello, se transvasó el contenido de cada tubo de ensayo a un matraz Erlenmeyer, aclarando cada tubo con 90 ml de H<sub>2</sub>O destilada, se le añadieron tres gotas del indicador redox de ferroína y se valoró con sal de Mohr (FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O) 0.04N hasta que viró a rojo, pasando por azul-verdoso (Vance *et al* 1987). Se expresa el contenido de carbono en µg g<sup>-1</sup> mediante la siguiente ecuación:

$$C \left( \frac{\mu g C}{g \text{ suelo}} \right) = [Mohr] \cdot 3 \cdot (x_B - x_M) \cdot \frac{A}{nB}$$

Donde: x<sub>B</sub> son los ml de sal de Mohr consumidos en la valoración del blanco, x<sub>M</sub> los ml de sal de Mohr consumidos en la valoración de las muestras, A es el volumen del extracto líquido en ml, n el volumen de la alícuota en ml y B la muestra de suelo seco en g.

### 3.4.4. Carbono extraíble con agua caliente

A la muestra sólida que quedó en el tubo después de la extracción con agua fría se le añadió 30 ml de H<sub>2</sub>O destilada, se cerró el tubo y se agitó a 204 rpm durante 30 minutos para resuspender la muestra. Posteriormente se pasaron los tubos a un baño caliente a 80 °C durante 16 horas en agitación a 70 rpm. Finalmente, se centrifugó 5 minutos a 4500 rpm para sedimentar la parte sólida en el fondo y filtrar el extracto acuoso (Ghani *et al* 2003). Con el extracto acuoso se procedió a la cuantificación del C solubilizado, de manera idéntica a la determinación del extracto con agua fría.

Las cantidades de C extraíbles con agua fría y con agua caliente se han sumado para obtener una fracción que globalmente se ha denominado carbono soluble.

#### 3.4.5. Carbono extraíble con pirofosfato sódico

A la muestra sólida que quedó en el tubo después de la extracción con agua caliente se le añadieron 30 ml de pirofosfato de sodio ( $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ ) 0.1M, se cerró el tubo y se agitó a 204 rpm durante 30 minutos. Finalmente se centrifugó 5 minutos a 4500 rpm para sedimentar la parte sólida en el fondo y filtrar la acuosa (Hall et al. 1995). Con el extracto acuoso se procedió a la cuantificación del C solubilizado, de manera idéntica a la valoración con agua, pero en este caso un menor volumen de alícuota (entre 2-3 ml), debido a la mayor cantidad de C que se extrae por este método.

#### 3.4.6. Carbono Oxidable Residual

La muestra sólida resultante de las extracciones se dejó secar en la estufa a una temperatura de 60 °C. Se trituro la muestra seca en el mortero, se pesó alrededor de 0,1 g de suelo en un tubo de ensayo y se procedió a la valoración de manera idéntica a la del carbono oxidable total.

#### 3.4.7. Carbono Oxidable Recalcitrante

Se tomó una cantidad alrededor de 0.45 g de tierra fina (<2 mm) triturada y se introdujo en un tubo de ensayo, se le añadieron 20 ml de ácido clorhídrico (HCl) 6M, se pasó por el vórtex y se tapó con un parafilm para evitar pérdidas de ácido por volatilización. Los tubos se introdujeron en un bloque digestor durante 18 horas a 105 °C. Pasado este tiempo se sacaron y lavaron 3 veces con 20 ml de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada (Rovira y Vallejo 2007), pasándolo por un crisol filtrante con la ayuda de una bomba de vacío, quedando en el crisol el residuo sólido del suelo con la MO recalcitrante (MOR). Las muestras se dejaron secar, se atacó con una espátula para homogenizar la muestra y romper la pelletización y se pesaron alrededor de 0,04 g de suelo en un tubo de ensayo para proceder a la cuantificación del C oxidable de la misma forma que en el procedimiento anterior.

#### 3.4.8. MOS recalcitrante

El crisol con el resto de la muestra de suelo que contiene la MOR, se introducirá en la mufla a 500 °C durante 5 horas y pasado este tiempo se volverá a pesar, estimando el contenido de MO de la misma forma que en el procedimiento referente a la MO total (4.2).

### **3.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS**

Los efectos de las quemadas en la MOS y en las diversas fracciones que se han separado se realizaron por separado para cada localidad, pero siempre, se analizaron todos los datos de la misma manera en cada una de las localidades.

Las variables que se han utilizado para el análisis estadístico (tabla 2) han sido, en el caso del C oxidable total y la MO total, sus cantidades expresadas sobre tierra fina, en  $\text{g kg}^{-1}$ . En el caso de la extracción secuencial, cada una de las distintas fracciones separadas, es decir Cf, Cc, Cs (=Cf+Cc), Cp y Cr, se han expresado como proporción respecto a la suma de Cf+Cc+Cp+Cr, después de haber comprobado para cada muestra que esta suma estaba en el rango del valor analítico del C oxidable total  $\pm 15\%$ . En el caso de fracción resistente a la hidrólisis ácida, el C se ha expresado como proporción respecto al C oxidable total, y la MO como proporción respecto a la MO total. Estas dos proporciones también reciben el nombre en algunos trabajos de índices de recalcitrancia.

Tabla 2. Variables utilizadas para evaluar el efecto de las quemas prescritas sobre el suelo.

Parámetro	Abreviatura	Unidades	Denominador
C oxidable total	COT	$\text{g kg}^{-1}$	Masa de suelo
Materia orgánica total	MOT	$\text{g kg}^{-1}$	Masa de suelo
C extraíble en agua fría	Cf	$\text{g g}^{-1}$	Cf+Cc+Cp+Cr
C extraíble en agua caliente	Cc	$\text{g g}^{-1}$	Cf+Cc+Cp+Cr
C soluble	Cs (=Cf+Cc)	$\text{g g}^{-1}$	Cf+Cc+Cp+Cr
C extraíble con pirofosfato	Cp	$\text{g g}^{-1}$	Cf+Cc+Cp+Cr
C residual extracción secuencial	Cr	$\text{g g}^{-1}$	Cf+Cc+Cp+Cr
C no hidrolizable	Cnh	$\text{g g}^{-1}$	COT
MO no hidrolizable	MOnh	$\text{g g}^{-1}$	MOT

El efecto del fuego sobre las distintas variables se ha evaluado mediante un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores para cada localidad, tomando en primera instancia como factores de variación la situación de la muestra en relación al tratamiento, con tres niveles (C0, Q0 y Q12) y la profundidad de la muestra, también con tres niveles (0-1, 1-2 y 2-3 cm). Sin embargo, en la gran mayoría de los análisis de dos factores se detectaron interacciones significativas entre ambos factores, ya que efecto de la quema, cuando se produjo, fue más apreciable en la parte más superficial del suelo. Por ello, se optó finalmente por analizar los datos mediante dos ANOVA de un factor: un primer análisis tomando como fuente de variación el tratamiento (C0, Q0 y Q12), separando los datos por profundidades; y un segundo análisis tomando como fuente de variación la profundidad (0-1, 1-2 y 2-3 cm), separando en este caso los datos por tratamientos.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. CARBONO OXIDABLE TOTAL

El contenido en carbono oxidable total ha presentado sus valores más elevados en Buisán, en torno a los  $125 \text{ g kg}^{-1}$  en el conjunto de los 3 primeros cm de suelo (tabla 3), en comparación con las otras dos localidades cuyo contenido ha sido menor y similar entre ellas, en torno a los  $50\text{-}60 \text{ g kg}^{-1}$ .

Tabla 3. Valores medios y desviación estándar del COT ( $\text{g kg}^{-1}$  suelo) de acuerdo a su lugar de muestreo, tratamiento y profundidad.

	Control (C0)			Quemado (Q0)			Quemado (Q12)		
	Asín de Broto	Buisán	Yebra de Basa	Asín de Broto	Buisán	Yebra de Basa	Asín de Broto	Buisán	Yebra de Basa
0-1	72,679 $\pm 9,18$	218,936 $\pm 16,69$	71,43 $\pm 1$ 4,5	74,591 $\pm$ 7,7	54,967 $\pm$ 24,0	57,345 $\pm$ 18,68	95,3 $\pm$ 10,88	106,79 8 $\pm 24,3$	52,816 $\pm 3,85$
1-2	55,471 $\pm 7,88$	90,254 $\pm$ 11,09	59,682 $\pm$ 10,23	62,517 $\pm$ 17,16	56,041 $\pm$ 16,75	52,236 $\pm$ 10,43	62,339 $\pm 7,58$	80,575 $\pm$ 16,42	40,764 $\pm 4,31$
2-3	48,924 $\pm 6,67$	71,172 $\pm$ 14,68	54,55 $\pm 9$ ,74	55,478 $\pm$ 6,66	59,77 $\pm 1$ 5,03	49,918 $\pm$ 12,36	49,463 $\pm 4,51$	58,724 $\pm$ 17,34	39,547 $\pm 2,73$

El efecto del fuego sobre el COT ha sido distinto en cada una de las localidades, habiéndose encontrado tanto aumentos como descensos significativos del COT. Por ello se va a proceder a exponer los resultados de cada localidad por separado.

- Buisán

En Buisán encontramos un alto contenido de COT en comparación con las otras dos localidades, con un valor en el primer cm superficial de  $219 \pm 16,7 \text{ g kg}^{-1}$ , que además es más del doble del COT que se encuentra en las capas subyacentes. Se observa un descenso en profundidad muy significativo de la cantidad de Cox tras el primer cm del tratamiento control como muestra la figura 4, por otra parte no se observa ningún cambio en profundidad en el tratamiento quemado (0), siendo valores de cantidad de Cox muy homogéneos en todo el perfil. Finalmente, en el tratamiento (12) se produce otro descenso en profundidad más suave que el original.

El fuego causó en esta localidad una reducción de casi un 75% de COT en el primer cm justo después del fuego y una ligera recuperación al año siguiente, aunque sin que se llegaran a alcanzar los valores previos a la quema. En el segundo cm de espesor se observa un patrón parecido, aunque en este caso la variabilidad espacial es mayor que el efecto causado por la quema. Finalmente, en el tercer cm de espesor no se detecta prácticamente ningún efecto del fuego.

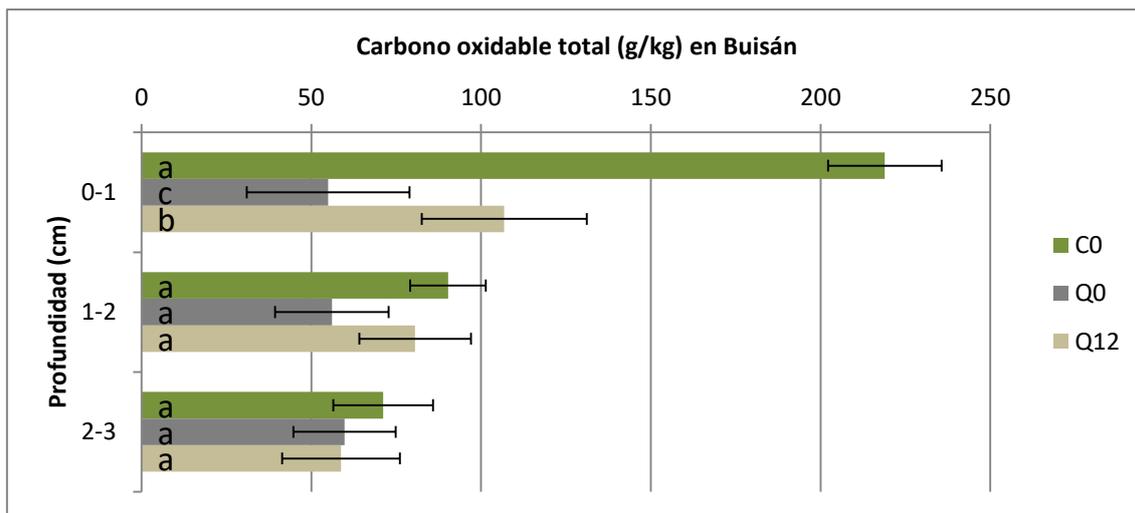


Figura 4. Carbono oxidable total (COT) en Buisán ( $\text{g kg}^{-1}$ ), en función de la profundidad y del estado de la muestra en relación al fuego: control (C0), justo después de la quema (Q0) y al cabo de un año (Q12). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los tiempos de muestreo dentro de la misma profundidad de suelo.

- Asín de Broto

El COT en Asín presenta antes de la quema unos valores decrecientes en profundidad como puede observarse en la figura 5.

Los cambios de cantidad de COT en Asín como consecuencia del fuego, tal como se puede observar en la figura 5, solo son significativos en el primer centímetro superficial, en el cual el COT aumenta poco más de un 30% respecto del control y (Q0) a un año después de la quema (Q12).

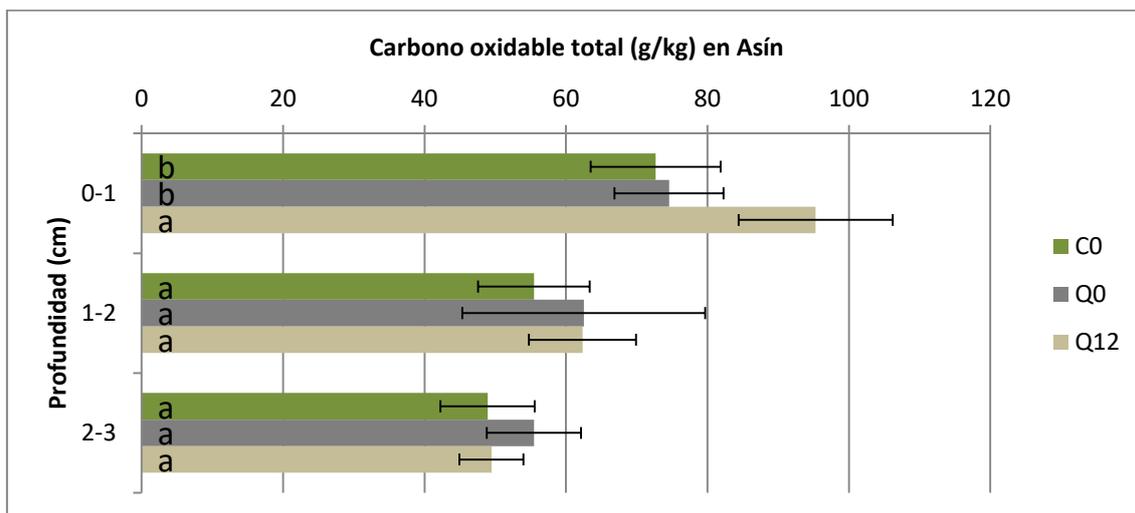


Figura 5. Carbono oxidable total (COT) en Asín de Broto ( $\text{g kg}^{-1}$ ), en función de la profundidad y del estado de la muestra en relación al fuego: control (C0), justo después de la quema (Q0) y al cabo de un año (Q12). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre tiempos de muestreo dentro de la misma profundidad de suelo.

- Yebra de Basa

Los contenidos de COT en Yebra de Basa son muy inferiores a los medidos en Buisán, y también su gradiente en profundidad es mucho más suave (figura 6).

En esta localidad no se detecta ningún efecto de la quema sobre el COT de la parte más superficial del suelo, ni en Q0 ni en Q12, aunque sí una tendencia a disminuir, pero sí que se encuentran efectos significativos sobre el COT un año tras la quema (Q12) en las capas 1-2 y 2-3 cm, con reducciones en las cantidades de COT del 31 y 28% respectivamente, respecto a los valores de C0.

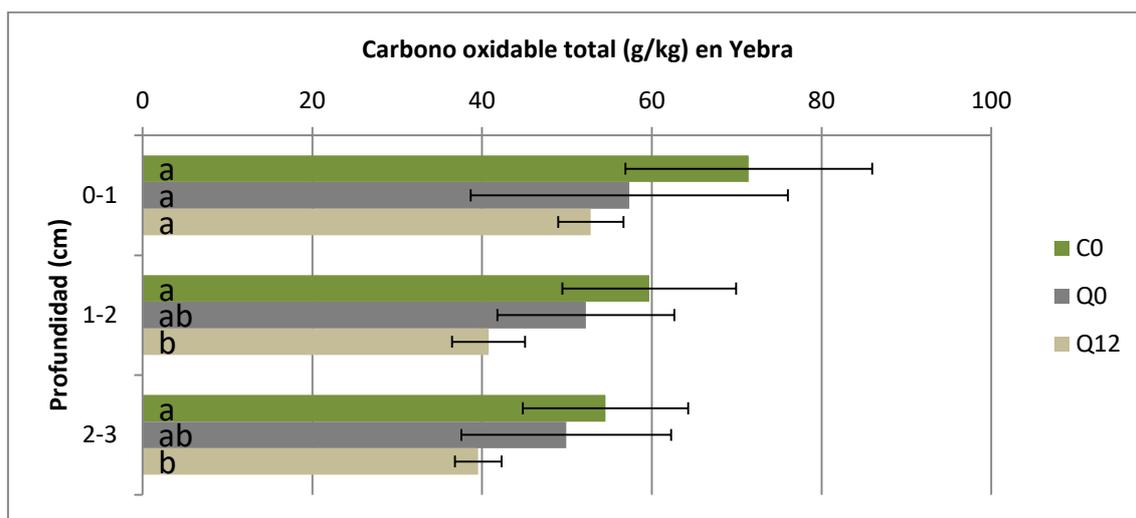


Figura 6. Carbono oxidable total (COT) en Yebra de Basa ( $\text{g kg}^{-1}$ ), en función de la profundidad y del estado de la muestra en relación al fuego: control (C0), justo después de la quema (Q0) y al cabo de un año (Q12). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los tiempos de muestreo dentro de la misma profundidad de suelo.

#### 4.2. MATERIA ORGANICA TOTAL

La MOT tiene muestra unos efectos de las quemas muy parecidos a los que presenta el COT, y distinto en cada una de las localidades. Por ello se va a proceder a exponer los resultados de cada localidad por separado.

- Buisán

En Buisán el contenido de MOT en las muestras control presenta un acusado gradiente en profundidad, con alrededor de  $500 \text{ g kg}^{-1}$  de MOT en el primer cm y decreciendo en más de un 50% desde el primer hasta el tercer cm de suelo (anexo 2).

Inmediatamente después de la quema (Q0) el contenido de MOT se reduce en casi un 70% en el primer cm y casi un 36% en el segundo, lo que homogeniza la cantidad de MOS en todo el espesor. Un año después de la quema (Q12) ha habido una cierta recuperación en la MOT, aunque ésta representa todavía un 50% de la que había en el primer cm antes del fuego (C0).

Por otra parte, fijándonos en la (figura 7) en el primer cm de espesor se ve una gran reducción de la MOS de alrededor de dos tercios tras la quema, y se ve una tendencia de aumento en el tratamiento quemado (12) de forma similar a lo que ocurría en el Cox. En el segundo cm de espesor se observa una significativa reducción aunque pequeña menor en comparación con el cm superficial tras la quema y una recuperación en el tratamiento quemado (12).

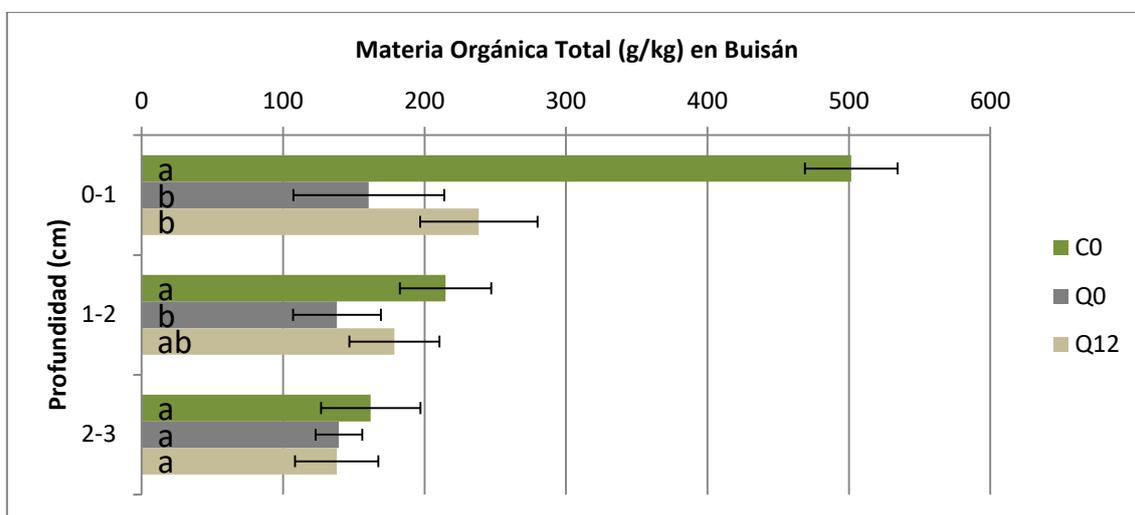


Figura 7. Materia Orgánica Total (MOT) en Buisán expresado en gramos de MOT por kg-1 de suelo, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

- Así de Broto.

Tal como se puede consultar en (anexo 2) la MOT muestra en esta localidad un marcado gradiente en profundidad, con cantidades parecidas en las capas 1-2 y 2-3 cm. En el tratamiento quemado (0) parece que el fuego ha homogeneizado la muestra ya que no se encuentran diferencias significativas entre los distintos espesores.

El fuego no causa un efecto inmediato sobre el contenido de MOT en ninguna de las tres profundidades estudiadas, aunque como puede observarse en la (figura 8) sí parece haber una tendencia similar a lo que ocurre con el COT incrementándose levemente la MOT en el primer cm de suelo en Q12.

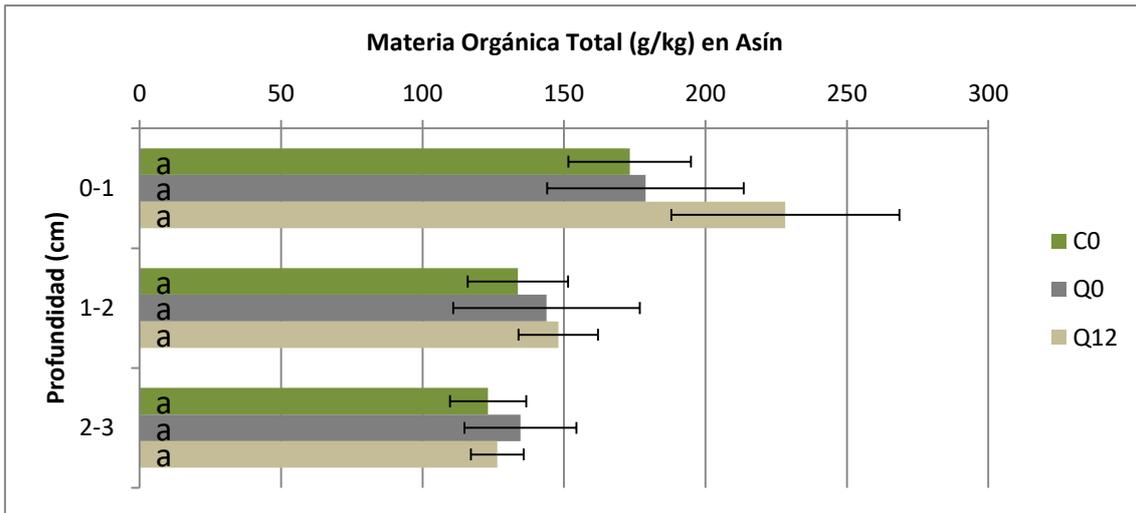


Figura 8. Materia Orgánica Total (MOT) en Asín de Broto expresado en gramos de MOT por kg-1 de suelo, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

- Yebra de Basa

Al igual que lo observado para el COT, en esta localidad es donde la MOT muestra un gradiente más suave en los tres primeros centímetros (figura 9).

La quema no tiene ningún efecto inmediato (Q0) sobre la cantidad de MOT en ninguna de las profundidades estudiadas, pero sí se observa una leve reducción en la MOT un año después de la quema (Q12), aunque solamente resulta significativa en la capa 1-2 cm, donde la pérdida de MOT es de poco más de un 17%.

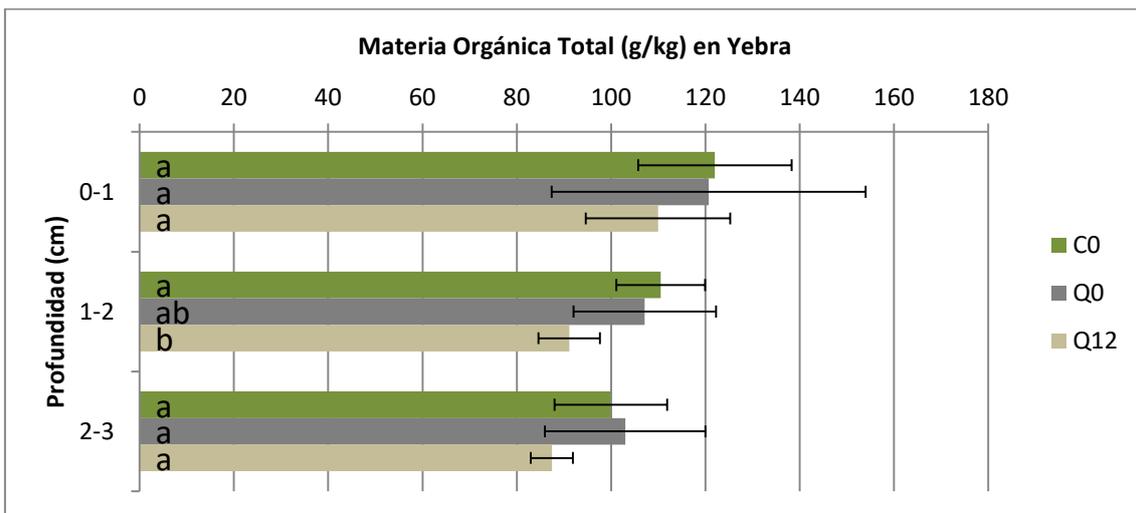


Figura 9. Materia Orgánica Total (MOT) en Yebra de Basa expresado en gramos de MOT por kg-1 de suelo, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

### 4.3. CARBONO SOLUBLE (C frío y C caliente)

El carbono soluble hace referencia al carbono más lábil, el cual es más fácilmente asimilable por los microorganismos. El Cs es la suma del carbono extraíble en agua fría (Cf) más el extraíble en agua caliente (Cc). El Cf constituye siempre una fracción menor del Cs, un 21,9% del Cs en Asín de Broto y Yebra de Basa, y un 26,7% del Cs en Buisán.

A continuación, se van a mostrar los efectos de las quemas sobre el Cs en cada una de las localidades por separado. Los efectos sobre el Cf y el Cc se presentarán de una forma muy general, aunque los resultados analíticos para estas dos fracciones se pueden encontrar en los anexos.

- Buisán

En Buisán el Cs representa, antes de la quema (C0), alrededor de un 2,9% del COT. Se observa (figura 10) un ligero y progresivo aumento del Cs en profundidad, desde un 2,4% del COT en 0-1 cm hasta un 3,3% del COT en la capa 2-3 cm. El Cf constituye casi un 27% del Cs, siendo una proporción ligeramente mayor que en Asín y Yebra, donde está por debajo del 22%.

Después de la quema (Q0) no se ve ningún efecto significativo sobre el Cs, y las cantidades de Cs son similares a las halladas en C0. Un año después de la quema (Q12) se produce una reducción del 22% Cf respecto al valor de C0 en la capa 2-3 cm. Sin embargo, debido a la escasa contribución del Cf al conjunto del Cs y a la pequeña variación que se produce, ésta no afecta al Cs, que sigue presentando valores no distintos a los de C0.

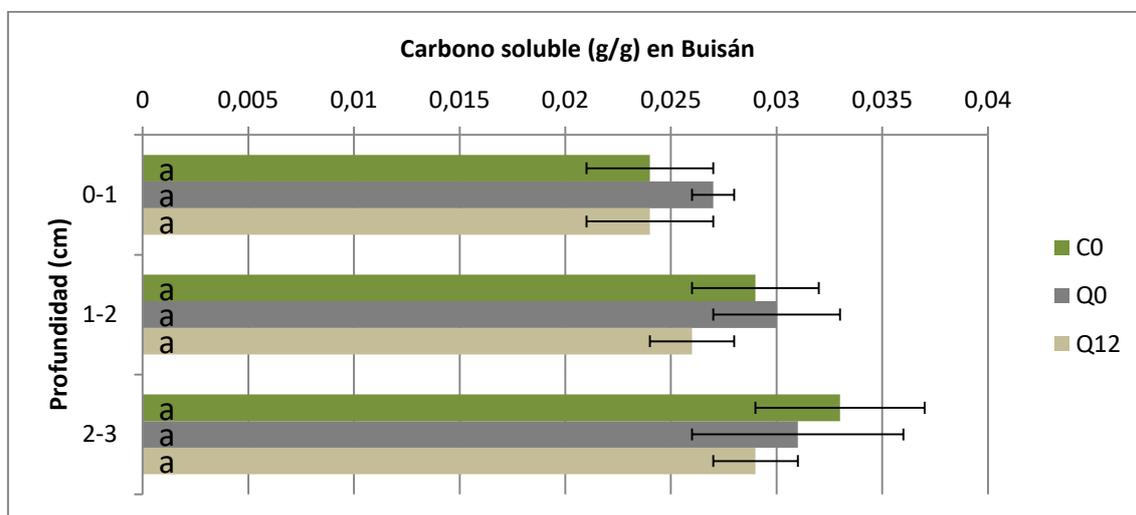


Figura 10. Carbono soluble (Cs) en Buisán expresado en g/g de COT, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0,05$ .

- Asín de Broto

El Cs representa en esta localidad alrededor de un 2,5% del COT, sin que se observe un gradiente claro en función de la profundidad (figura 11). De todo el Cs del suelo, poco más del 24% corresponde a Cf.

La quema incrementa de forma inmediata (C0) la cantidad de Cs hasta un 3,3% del COT en el conjunto del suelo estudiado, aunque de forma significativa solamente en las capas 0-1 y 2-3 cm, donde los incrementos son del 40,9 % y del 41,7 % respectivamente, respecto a la cantidad de Cs en C0. Este incremento se produce esencialmente a causa de un aumento en la cantidad de Cc, de tal forma que en Q0 el Cf representa solamente un 16% de todo el Cs.

El incremento en el Cs es aún más visible un año después de la quema (Q12), cuando el Cs representa un 3,7% del COT en el conjunto del suelo. En este momento, el incremento en la proporción de Cs es significativo en las tres capas estudiadas, aunque es menor en la capa 0-1 cm (27% mayor respecto a C0), intermedio en 1-2 cm (36% mayor respecto a C0) y mayor en la capa 2-3 cm (83% mayor respecto a C0). En Q12, tanto el Cf como el Cc contribuyen al incremento en el Cs, de tal forma que el Cf alcanza una proporción de más de un 25% del Cs.

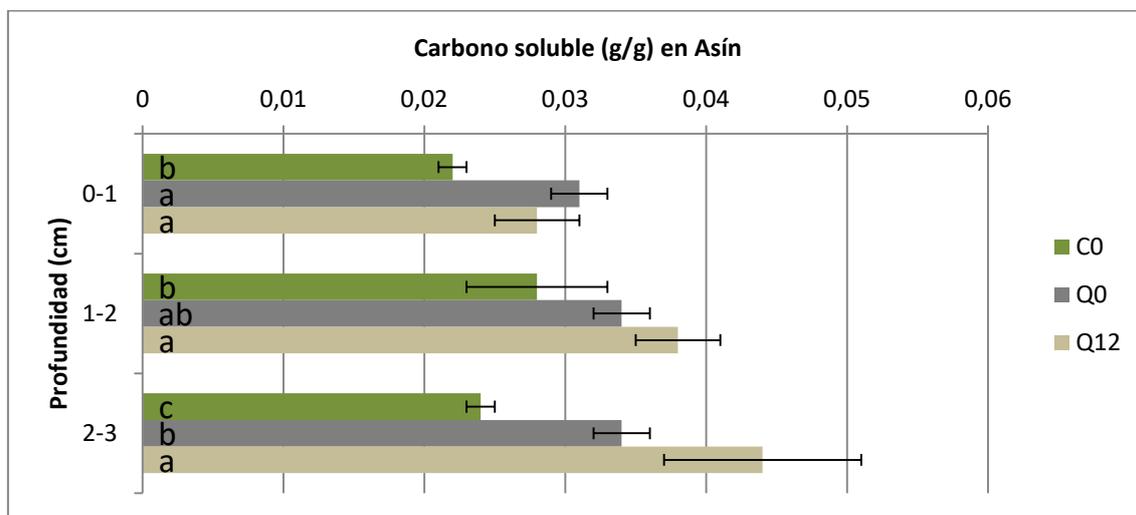


Figura 11. Carbono soluble (Cs) en Asín de Broto expresado en g/g de COT, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

- Yebra de Basa

En Yebra de Basa el Cs constituye antes del fuego un 3,5% del COT (figura 12), sin que exista un significativo gradiente en profundidad. En este estado (C0) el Cf constituye solamente un 11,5% del Cs, que es la mínima proporción de Cf hallada en este estudio.

Tras la quema (C0) no se detectan cambios significativos en el Cs. Sin embargo, resulta destacable que la ausencia de cambios en el Cs es el resultado de un incremento muy importante (+125%) del Cf y de una ligera reducción (-33%) del Cc, con lo que la proporción de Cf incrementa hasta representar casi un 30% del Cs.

Por el contrario, el Cs aumenta en más de un 35% en el conjunto de las tres capas estudiadas al año siguiente de las quemaduras (Q12), debiéndose este aumento en los tres espesores de suelo a un ligero aumento en el Cc y, sobretodo, a un importante aumento (200%) en el Cf.

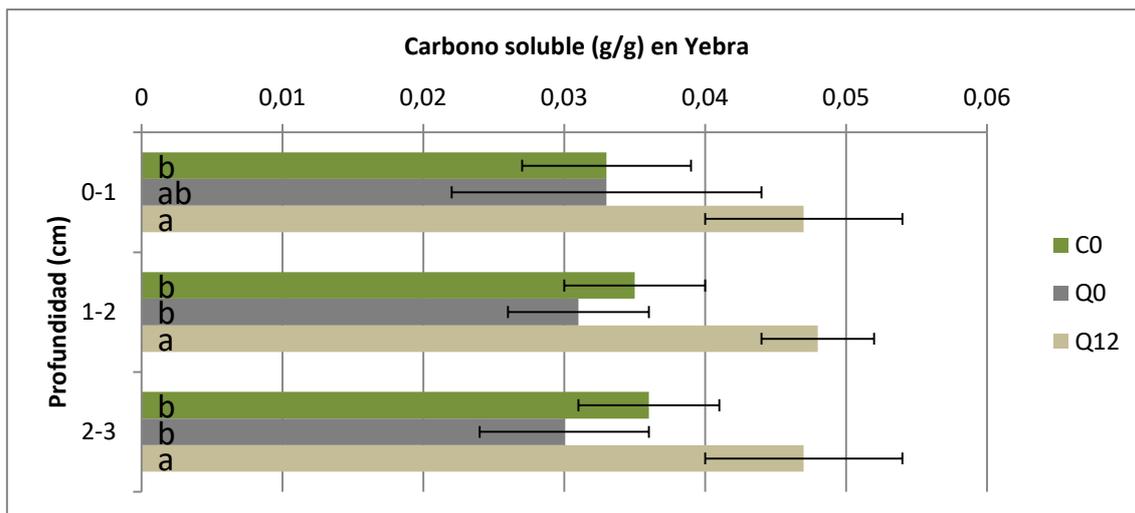


Figura 12. Carbono soluble (Cs) en Yebra de Basa expresado en g/g de COT, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

#### 4.4. CARBONO EXTRAÍBLE CON PIROFOSFATO SÓDICO

El Cp representa una fracción por lo general pequeña, que representa un 5,3% del COT en Asín de Broto y Buisán, y un 10,1% del COT en Yebra de Basa, siempre antes de las quemaduras. La proporción de Cp no ha presentado prácticamente en ninguna ocasión un gradiente en función de la profundidad, lo que significa que habrá una mayor cantidad de Cp en los horizontes que contengan una mayor cantidad de COT.

- Buisán

La cantidad de Cp parece aumentar respecto al tratamiento control por efecto de la quema (Q0) aunque no se hayan encontrado diferencias significativas. Sin embargo, sí se aprecia una caída muy significativa y de alrededor de un 65% al cabo de un año de la quema (Q12).

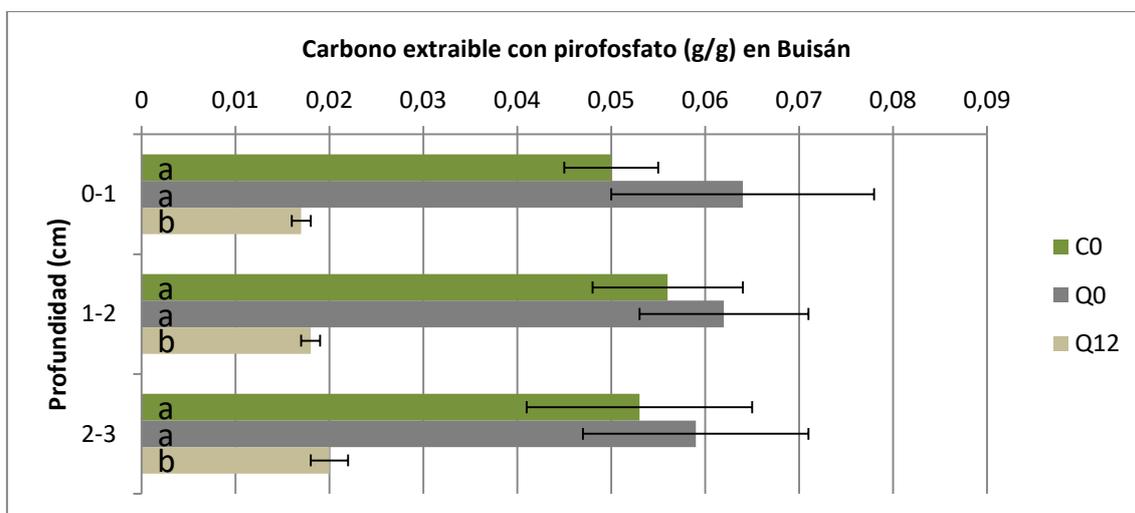


Figura 13. Carbono extraíble con pirofosfato (Cp) en Buisán expresado en g/g de COT, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12).

después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

- Asín de Broto

Como se puede consultar en el (anexo 2) el carbono extraíble con pirofosfato (Cp) no se ha visto afectado significativamente por el fuego en profundidad en ningún tratamiento a excepción del (Q12) en cual la cantidad de Cp ha aumentado significativamente a partir del primer cm de espesor.

Los efectos producidos por el fuego (Q0) son muy similares en los tres cm de espesor como puede apreciarse en la (figura 14), ya que en todos ellos se ha producido un descenso significativo del Cp, que es del 30% en la capa 0-1 cm y de alrededor de un 53% en las dos capas subyacentes. Sin embargo, las cantidades de Cp vuelven a aumentar significativamente un año después (Q12), alcanzándose los mismos valores que antes de la quema (C0).

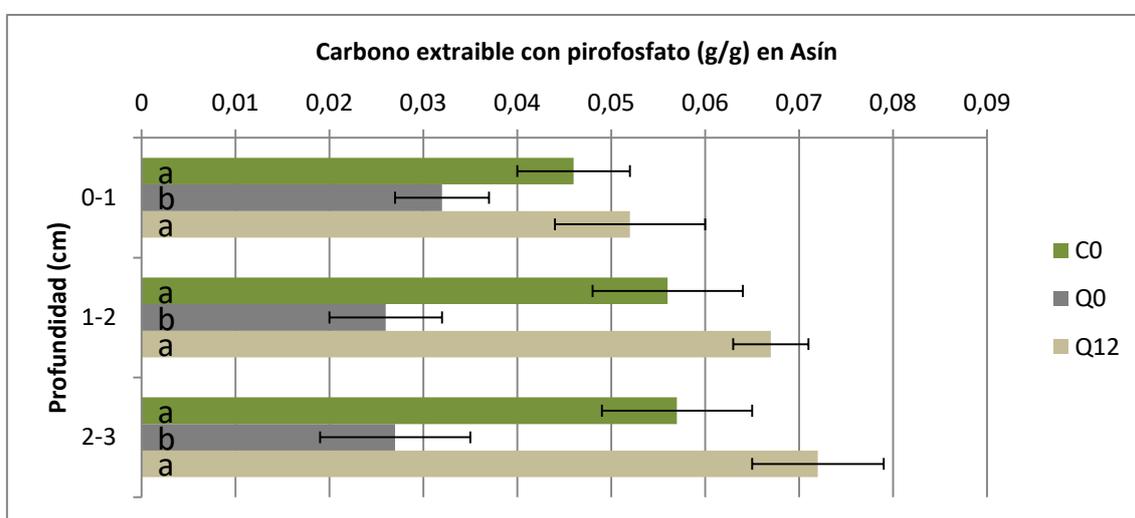


Figura 14. Carbono extraíble con pirofosfato (Cp) en Asín de Broto expresado en g/g de COT, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

- Yebra de Basa

En esta localidad la cantidad de Cp decrece ligeramente en los dos primeros centímetros justo después de la quema (Q0), de un modo parecido a lo que se había observado en Asín de Broto. Y, del mismo modo, a los doce meses (Q12) se detecta también un notable incremento en esta fracción. Sin embargo, en Yebra de Basa los valores al año de la quema en las capas 1-2 y 2-3 cm son alrededor de un 40% más altos que los que se hallaban antes de la quema (C0).

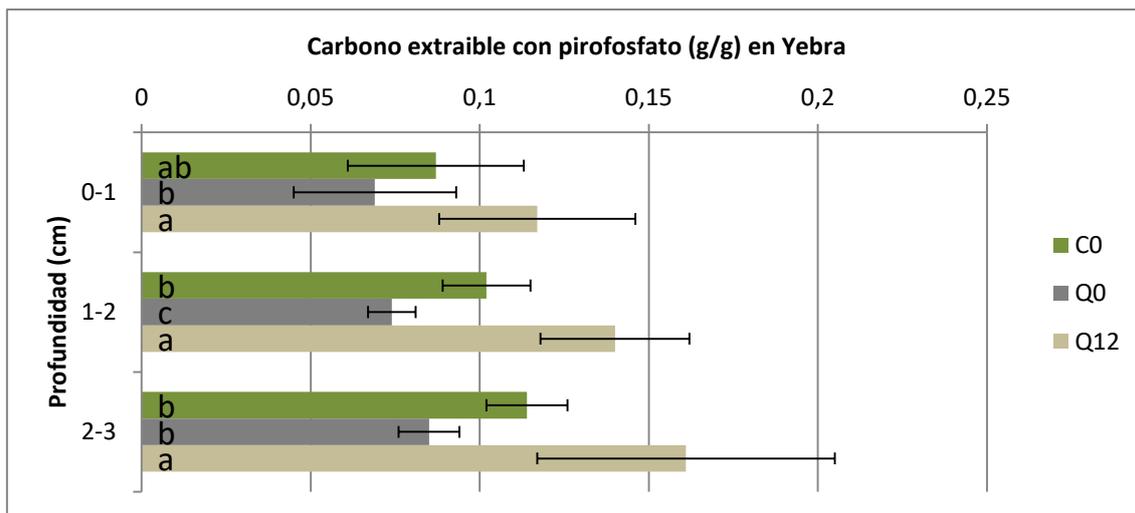


Figura 15. Carbono extraíble con pirofosfato (Cp) en Yebra de Basa expresado en g/g de COT, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0,05$ .

#### 4.5. CARBONO OXIDABLE RESIDUAL

Comprende la mayor parte de todas las fracciones de carbono extraídas anteriormente, y representa en el menor de los casos un 81,4% (Yebra de Basa, Q12) y en el mayor un 95,5% (Buisán, Q12). En las condiciones previas a las quemas, el Cr representa en Asín de Broto, Buisán y Yebra de Basa un 92,2, 91,9 y 86,4% respectivamente, no encontrándose en ninguna localidad un gradiente vertical. Por lo general, los cambios que se han observado en esta fracción como consecuencia de las quemas han sido escasos, aunque hay que tener en cuenta que esto es por lo menos en parte debido a hecho de tratarse de una fracción muy mayoritaria.

- Buisán

En Buisán no se produce un cambio significativo del Cr como consecuencia directa de la quema, y esta fracción pasa de ser el 91,9% del COT en C0 al 90,9% en Q0. Sin embargo, sí que se produce un ligero incremento de esta fracción en Q12, en todas las profundidades estudiadas, pasando a representar un año después de la quema un 95,5% del COT, como promedio de las tres profundidades.

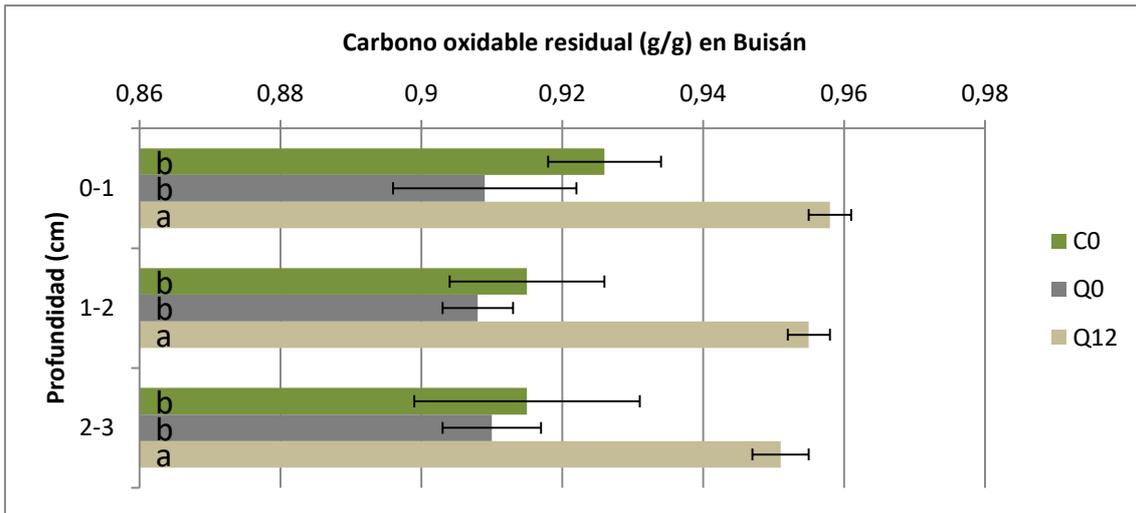


Figura 16. Carbono oxidable residual (Cr) en Buisán expresado en g/g de COT, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

- Asín de Broto

En Asín el fuego no produce cambios instantáneos en la superficie, pero si se reduce casi en un 2% la cantidad de Cr después de un año (Q12). Por otra parte en los dos espesores de debajo ocurre algo parecido; el fuego aumenta instantáneamente en un 2% el Cr y después de un año disminuye en ambos casos más de un 4%.

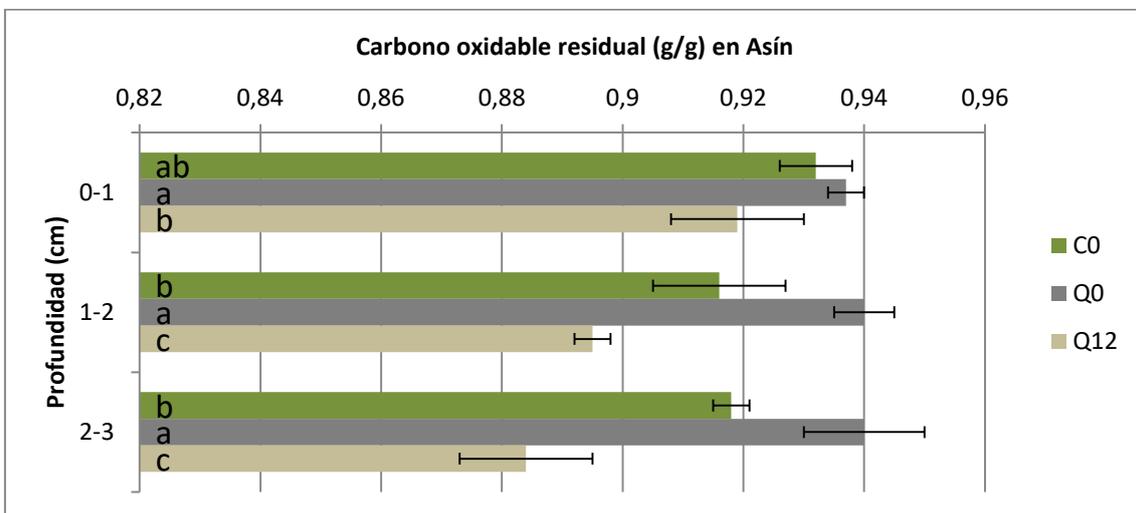


Figura 17. Carbono oxidable residual (Cr) en Asín de Broto expresado en g/g de COT, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

- Yebra de Basa

En Yebra de Basa el Cr muestra unos efectos parecidos a lo que se observaba en Asín de Broto, con un ligero aumento justo después de la quema, cuando pasa de ser el 86,4% del COT en C0

al 89,3% en Q0, y una también significativa reducción en Q12, cuando pasa a constituir el 81,4% del COT en el conjunto de las tres capas estudiadas.

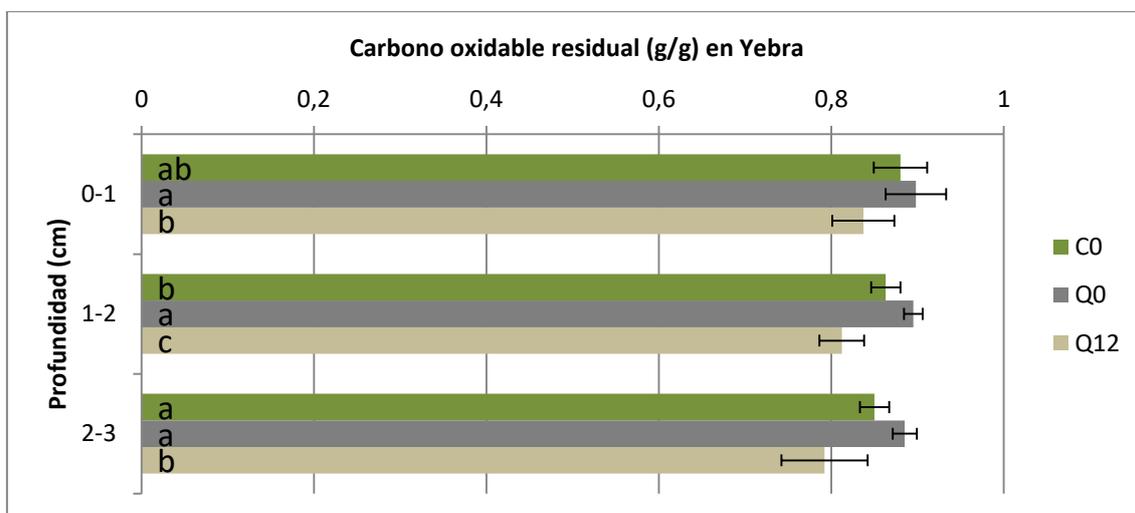


Figura 18. Carbono oxidable residual (Cr) en Yebra de Basa expresado en g/g de COT, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

#### 4.6. MATERIA ORGÁNICA NO HIDROLIZABLE

La fracción de la MO resistente al ataque ácido ha sido estudiada también como proporción respecto al COT o a la MOT. Esta proporción, o índice de recalcitrancia de la MO, es la relación entre la MO total y la recalcitrante, es decir, indica qué parte de la MO es recalcitrante. En la mayoría de los casos está cerca o en torno al 50%, como se puede observar en las (figuras 19, 20, 21). Ha resultado ser un parámetro poco sensible a las quemas prescritas, con pocos cambios atribuibles al fuego, por lo que se van a presentar los resultados de las tres zonas conjuntamente.

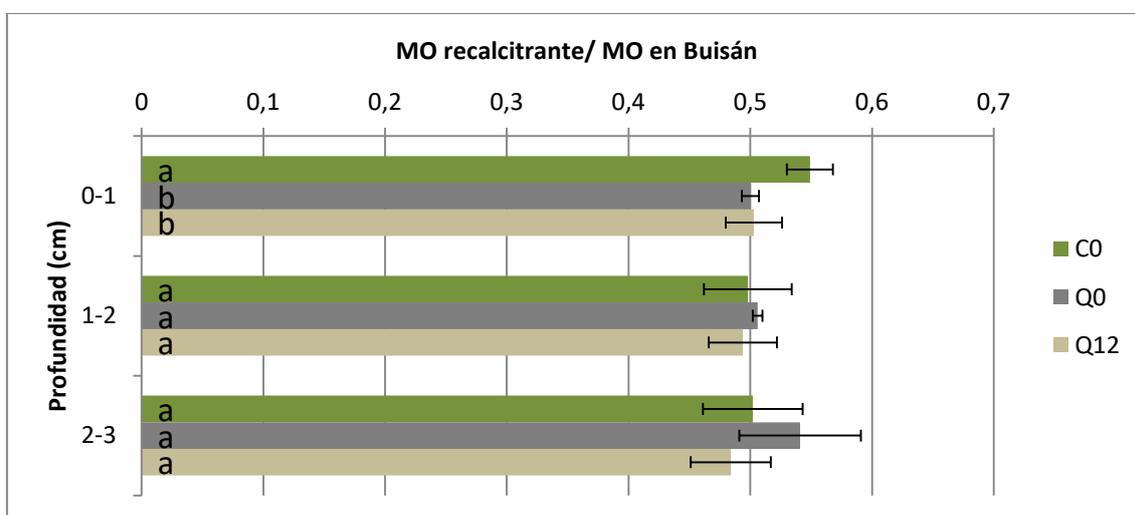


Figura 19. Índice de recalcitrancia de la Materia Orgánica (IR-MO) en Buisán expresado en tanto por uno, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no

quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

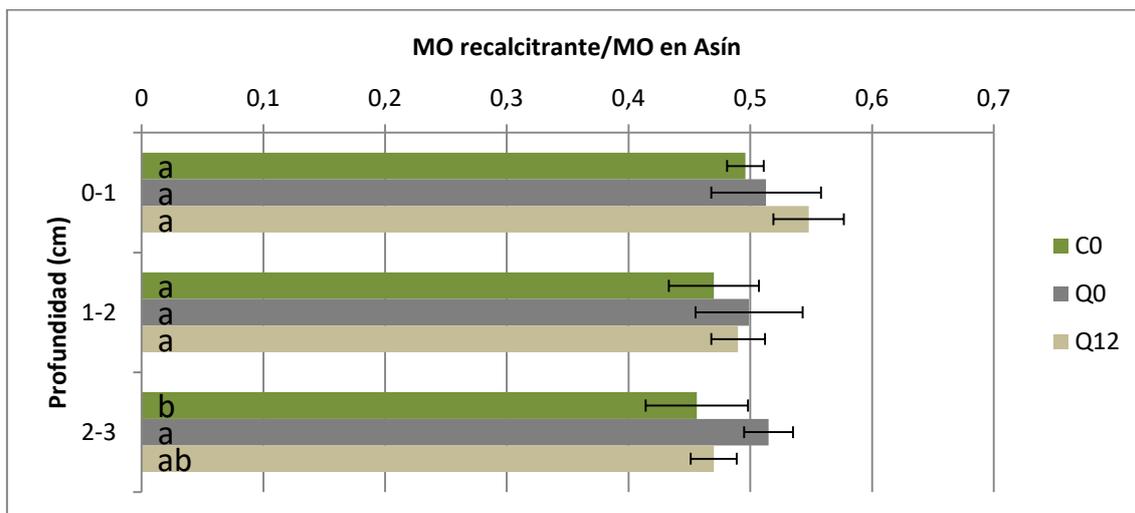


Figura 20. Índice de recalcitrancia de la Materia Orgánica (IR-MO) en Asín de Broto expresado en tanto por uno, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

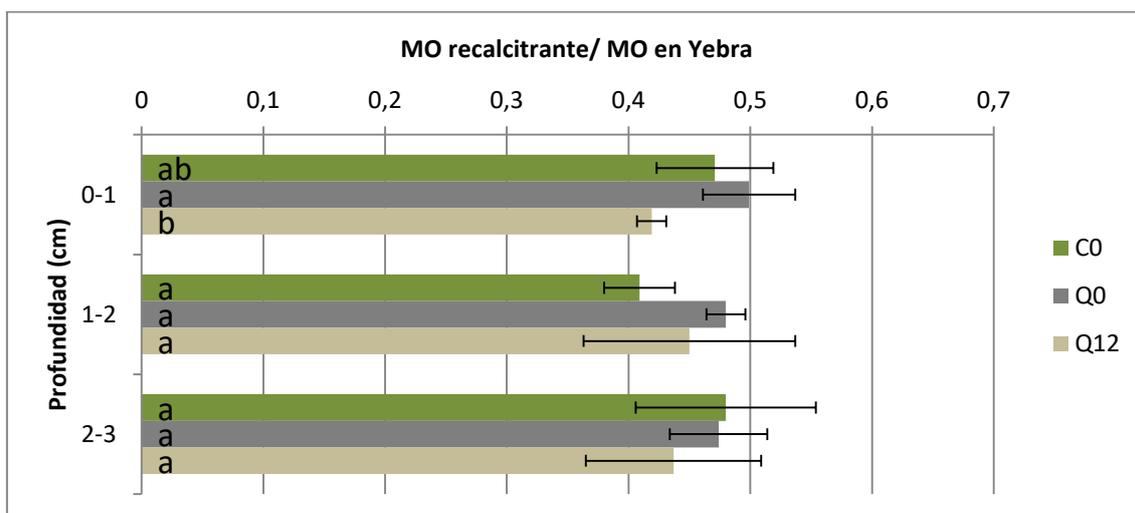


Figura 21. Índice de recalcitrancia de la Materia Orgánica (IR-MO) en Yebra de Basa expresado en tanto por uno, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

Como se ve en la (figura 20), en Asín la  $MO_{nh}$  representa alrededor de un 47% de la MOT antes de la quema (C0) y se produce un aumento significativo de esta proporción tras la quema solamente en el tercer cm de espesor, donde aumenta hasta casi un 52%. Sin embargo, a los 12 meses (Q12), aunque los valores siguen siendo ligeramente mayores que en C0, ya no resultan significativamente mayores que antes de la quema. En Buisán (figura 19), donde la  $MO_{nh}$  representa alrededor de un 55% de la MOT en el primer centímetro, tan solo se observa

un descenso significativo de la MO recalcitrante en esta capa más superficial tras la quema (Q0), que se reduce al 50% de la MOT, manteniéndose así en Q12. Finalmente en Yebra (figura 21) la MOnh constituye en promedio un 45% de la MOT, y no presenta ningún cambio significativo por efecto de la quema.

#### 4.7. CARBONO ORGÁNICO NO HIDROLIZABLE

Al igual que en el caso anterior, este parámetro se ha estudiado como proporción respecto al COT, también denominado índice de recalcitrancia del carbono oxidable, y es en todos los casos mayor que el índice de recalcitrancia de la MO. Como en las distintas localidades han ocurrido efectos distintos en este índice, se va a proceder a mostrarlas por separado.

- Buisán

Al igual que hemos visto en Asín de Broto, este parámetro muestra antes de la quema (C0) un valor máximo en la capa más superficial del suelo, donde representa un 73% del COT, y disminuye gradualmente hasta la capa 2-3 cm, donde representa al 55% del COT.

Por otra parte, no hay un efecto significativo del fuego, como se observa en la (figura 22), aunque sí se puede apreciar una cierta tendencia a aumentar tras la quema, con un ligero descenso en Q12.

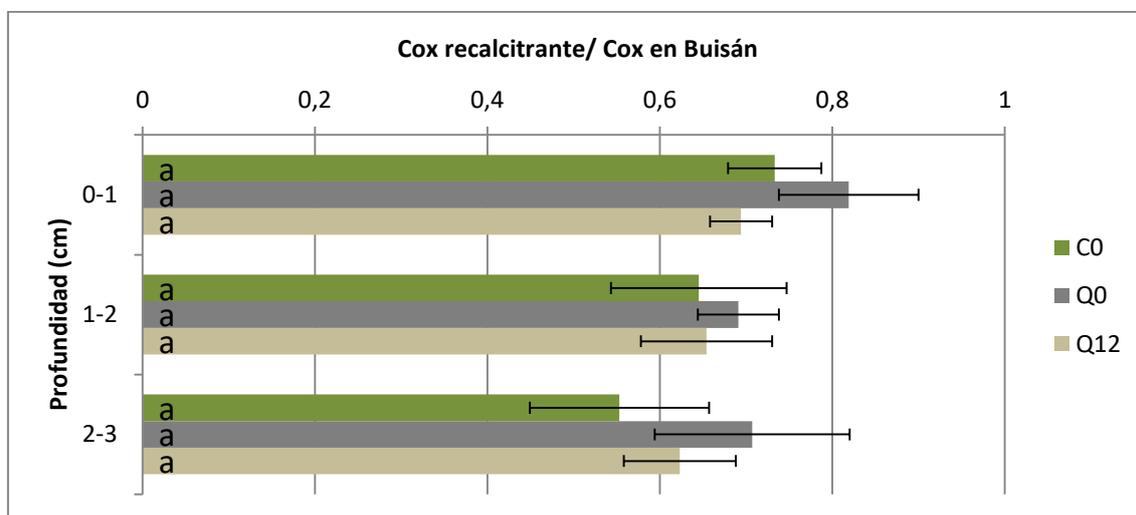


Figura 22. Índice de recalcitrancia del carbono oxidable (IR-Cox) en Buisán expresado en tanto por uno, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

- Asín de Broto

Antes de la quema, el CONh se encuentra en una proporción del 75% en la capa más superficial, y de alrededor del 64% en las dos capas subyacentes (figura 23). La quema (Q0) no

produce ningún tipo de efecto inmediato en la proporción de CO<sub>nh</sub>, pero sí tiende a aumentar a partir del año después de la quema, es decir, en Q12, aunque como puede verse en la (figura 23) este incremento solo es significativo en el tercer cm de profundidad.

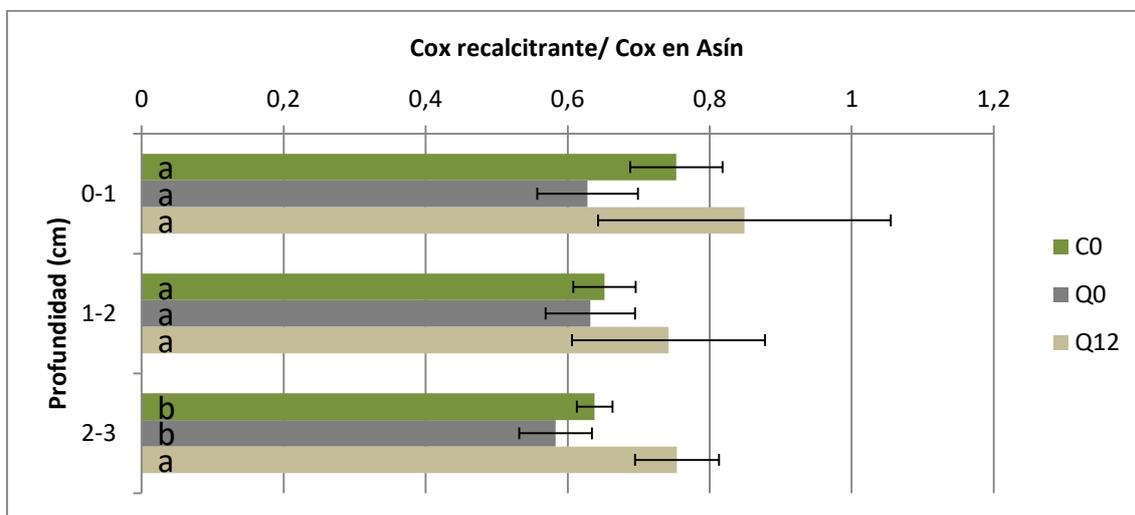


Figura 23. Índice de recalcitrancia del carbono oxidable (IR-Cox) en Asín de Broto expresado en tanto por uno, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

- Yebra de Basa

En Yebra de Basa el CO<sub>nh</sub> constituye el 74% del COT en el conjunto de las tres capas estudiadas, y no se encuentra ningún cambio significativo de esta proporción en profundidad.

Justo después de la quema se aprecia un incremento en la proporción del CO<sub>nh</sub>, pero que solamente resulta significativo en la capa 1-2 cm. Por el contrario, se observa (figura 24) un descenso significativo de la proporción de CO<sub>nh</sub> en las muestras del año siguiente de la quema en todas las profundidades, aunque más notable en las capas 1-2 y 2-3 cm, donde el CO<sub>nh</sub> pasa a representar solamente un 45 y 40% del COT, respectivamente.

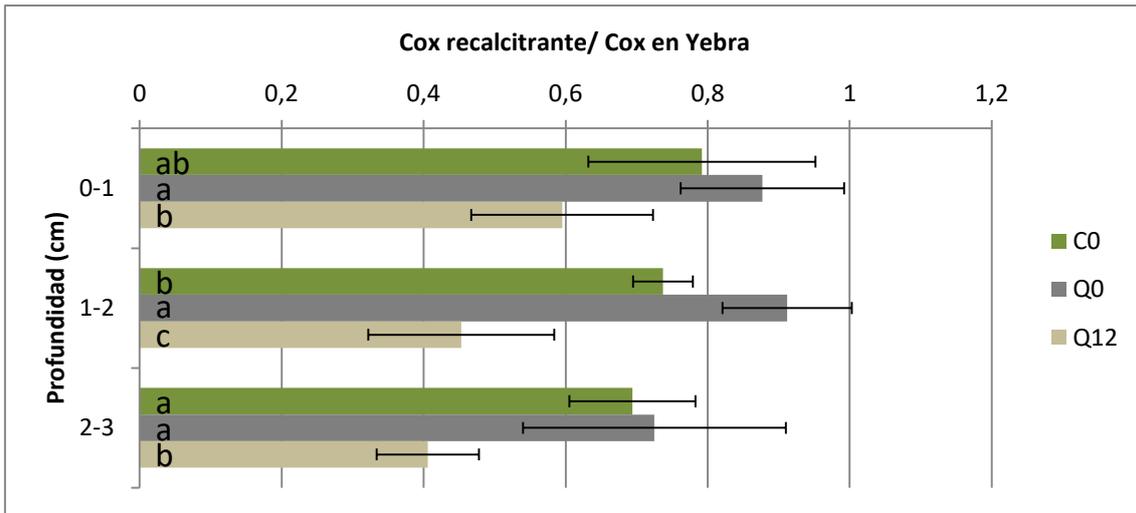


Figura 24. Índice de recalcitrancia del carbono oxidable (IR-Cox) en Yebra de Basa expresado en tanto por uno, en los diferentes espesores de profundidad de suelo (0-1, 1-2 y 2-3) y dividido entre los distintos tratamientos: no quemado (C0), inmediatamente después del fuego (Q0) y un año después de la quema (Q12). Las distintas letras minúsculas significan donde se han producido diferencias significativas entre tratamientos para cada profundidad, con una probabilidad de  $p < 0.05$ .

#### 4.8. EXTRACCION SECUENCIAL

Como puede observarse en las (figuras 25, 26 y 27) en todas las localidades, la mayor proporción de carbono corresponde al carbono oxidable residual, que supera el 80% en todos los casos y el cual no fue posible la extracción con ninguno de los métodos. Le sigue el carbono extraíble con pirofosfato el cual presenta una variación más amplia en su porcentaje en función del tratamiento. A continuación, el carbono extraíble con agua caliente, y finalmente el extraíble en agua fría.

- Buisán

Observando la (figura 25), no se observa en Buisán un efecto inmediato del fuego en ninguna de las proporciones del carbono extraído secuencialmente. En el Q12, si se observa un descenso del porcentaje de la fracción de  $C_p$  y aumentando por otra parte el  $C_r$ .

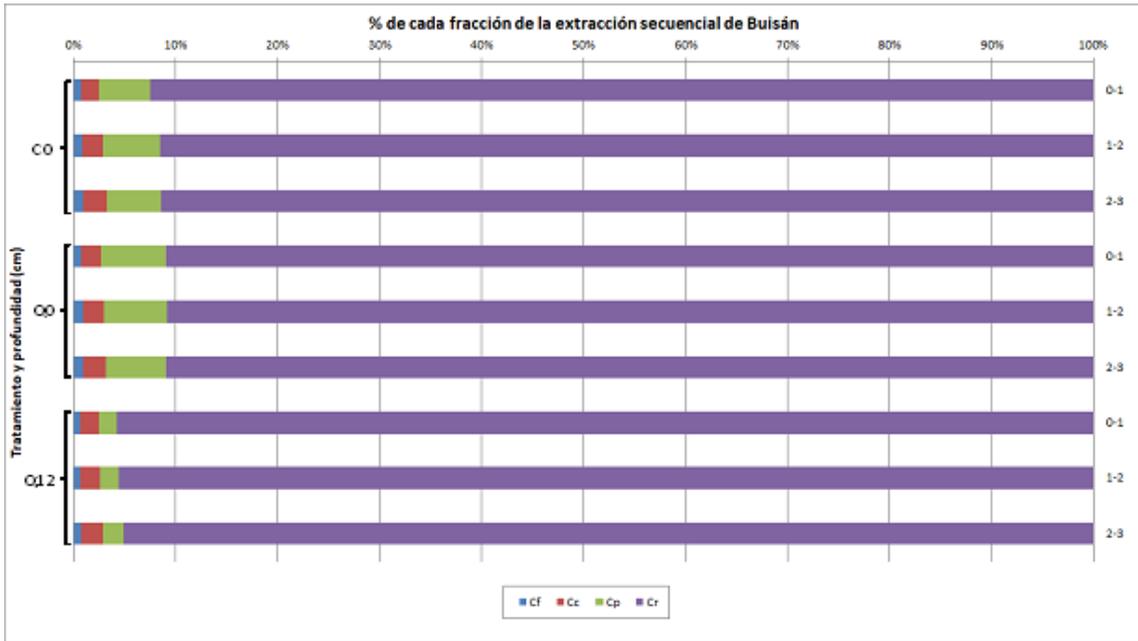


Figura 25. Porcentaje de cada una de las fracciones de carbono (extraíble con agua fría (Cf), caliente (Cc), con pirofosfato (Cp) y residual (Cr) en cada profundidad (cm) y en cada tratamiento (C0, Q0 y Q12) en Buisán.

- Asín de Broto

En Asín (figura 26) se observa que el Cc aumenta en Q0 en las tres profundidades un 44,4%, un 40% y un 61% respectivamente, en comparación con C0. De la misma manera se observa la reducción del 30% en el primer cm de espesor y del 53% en los dos cm más profundos de la fracción de Cp en Q0, aumentando la del Cr también en los dos cm más profundos en un 2,5%.

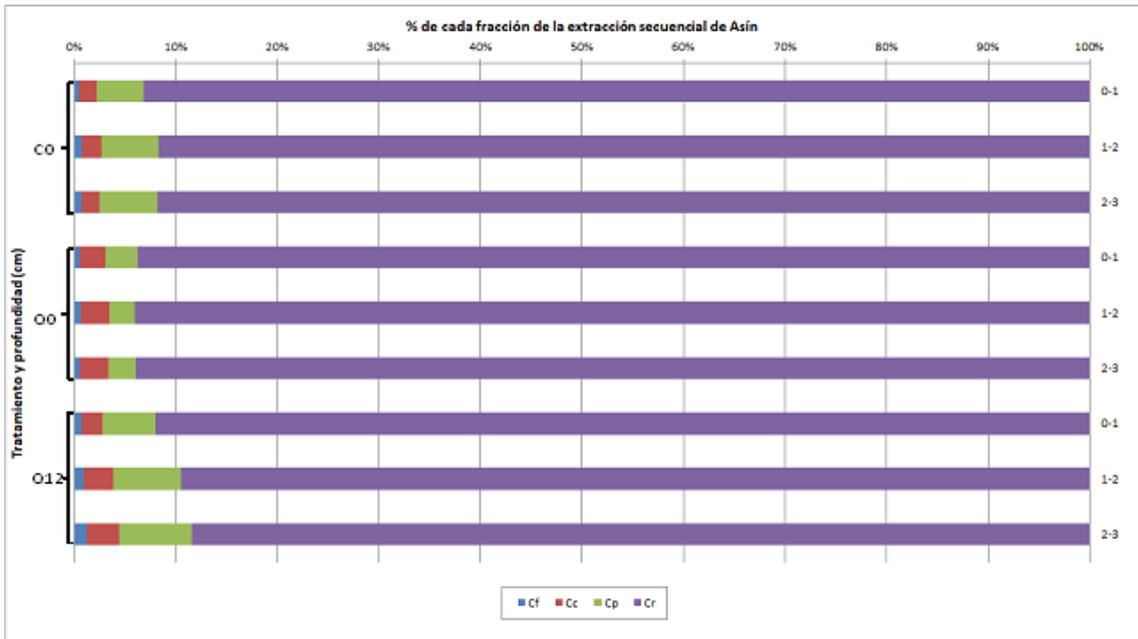


Figura 26. Porcentaje de cada una de las fracciones de carbono (extraíble con agua fría (Cf), caliente (Cc), con pirofosfato (Cp) y residual (Cr) en cada profundidad (cm) y en cada tratamiento (C0, Q0 y Q12) en Asín de Broto.

- Yebra de Basa

En Yebra se observa (figura 27) un aumento del Cf del 125% en Q0 y del 200% en Q12 respecto a C0. Este aumento del Cf no hace que aumente el Cs debido a que la fracción de Cc se reduce en Q0 a favor del Cf, por el contrario, parece aumentar el Cc en Q12 hasta los valores iniciales, aumentando en Q12 el Cs. En Q0 también parece que disminuye la proporción de Cp un 27,5% en el segundo cm a favor del Cr, que se ve aumentado en un 3.7% a esta misma profundidad. Finalmente en Q12 aumenta la fracción de Cp hasta los valores iniciales en el primer cm, en un 37% en el segundo y en un 41% en el tercero, esto produce un descenso del Cr en un 5,9% y un 6,8% en el segundo y tercer cm de profundidad respectivamente.

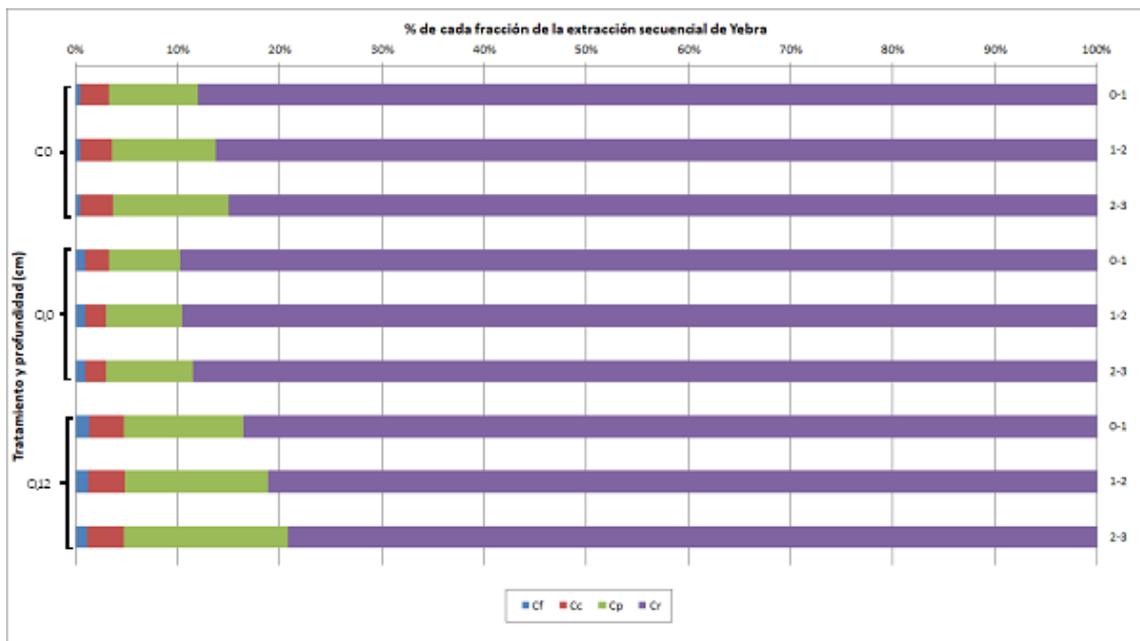


Figura 27. Porcentaje de cada una de las fracciones de carbono (extraíble con agua fría (Cf), caliente (Cc), con pirofosfato (Cp) y residual (Cr)) en cada profundidad (cm) y en cada tratamiento (C0, Q0 y Q12) en Yebra de Basa.

## 5. DISCUSIÓN

Para poder entender y expresar mejor los efectos que ha tenido la quema sobre la MO, y su elemento más abundante, el carbono, y las distintas fracciones en las que éste se ha dividido, los resultados obtenidos se han expresado de distintas formas. Las cifras absolutas, como el carbono total y la MO nos aportan información de la cantidad total de estos componentes, mientras que todas las fracciones de la MO se expresan como proporción de esta fracción de carbono que hay en el conjunto de la MO, lo que nos brinda información referente a la calidad de la MO, ya que permiten evaluar qué fracción de la materia orgánica resulta más o menos afectada por las quemadas.

El uso de índices o ratios en los que el numerador corresponde a la cantidad de la fracción estudiada y el denominador a la cantidad total es un aspecto a tener en cuenta en la interpretación de los resultados, ya que es posible que el fuego afecte por igual a todas las fracciones de la materia orgánica del suelo (caso en el que el numerador y el denominador cambian en la misma proporción, por lo que el índice se mantiene invariable), o que produzca un efecto selectivo sobre alguna de estas fracciones, ya sea por una eliminación selectiva de alguna de ellas, o por facilitar la formación de otra (en cuyo caso sí varía de forma significativa el índice de la fracción considerada). Ello puede suceder, por ejemplo, por un efecto de condensación de compuestos orgánicos hidrolizables que originen compuestos mucho más complejos y, por tanto, difícilmente hidrolizables (González-Pérez *et al.*, 2004; Certini 2005, 2011; Von Lützow *et al.*, 2006, 2008; Knicker 2007; Alexis *et al.*, 2007; Almendros y Gonzalez-Vila, 2012) (en este caso se reducirán los índices de las fracciones más lábiles y aumentarán los de las fracciones más resistentes), o bien, en el extremo opuesto, por un efecto pirolítico de compuestos complejos, que den como resultado compuestos orgánicos fácilmente hidrolizables o solubilizables (originando un efecto opuesto en sus respectivos índices). En consecuencia, el hecho de que no haya variación en un índice determinado no significa que no haya cambiado la cantidad de la fracción en cuestión, sino que ha variado de manera proporcional a la cantidad total de MO. De la misma forma, el hecho de que un determinado índice aumente no implica necesariamente que haya habido un cambio en la cantidad total de aquella fracción de la MO, ya que el cambio puede ser debido a que en conjunto el suelo haya perdido o ganado MO, pero que sin embargo la fracción considerada no se haya modificado.

Este tipo de aproximación tiene, pues, sus limitaciones, pero tiene también la ventaja de que permite detectar fácilmente los cambios en la calidad de la materia orgánica, independientemente de los cambios cuantitativos, entendiendo esta calidad como un indicador de la facilidad con la que los microorganismos del suelo pueden utilizar la MO del suelo (Rivira y Vallejo, 2007).

### **5.1. BUISÁN**

El hecho de que en esta zona se haya registrado la temperatura máxima menor de las tres zonas de estudio (438 °C) pero un máximo de tiempo por encima de los 100 °C (13 minutos) es probablemente debido a la topografía prácticamente plana de la zona y a que la quema se realizó por puntos y en condiciones de muy poco viento. En un reciente estudio basado en esta misma quema y zona, Girona-García *et al.*, (2019) describieron un alto consumo de biomasa aérea y hojarasca que dio lugar a parches dispersos de tierra desnuda, restos calcinados y cenizas (negra, gris y blanca), y hubo evidencias de que parte del calor fue transferido en las primeras capas del suelo, ya que se observaron algunas raíces finas chamuscadas. El alcance y la duración de estos efectos dependen en primer lugar de la intensidad de la quema, que a su vez está determinada por varios factores ambientales que afectan el proceso de combustión, como la cantidad, la naturaleza y la humedad del combustible vivo y muerto, la temperatura del aire y del suelo, la humedad, velocidad del viento y topografía del sitio. La severidad del fuego se basa en dos componentes: la intensidad o cantidad de energía térmica liberada en la combustión y la duración o tiempo de residencia. La duración es quizás el componente de la

severidad del fuego que resulta en el mayor daño en el suelo, ya que los incendios intensos pero rápidos en sitios bien alimentados, en términos de combustible, no transfieren mucho calor a más de unos pocos centímetros por debajo de la superficie (Certini, 2005). Posiblemente esta sea una causa de la mayor severidad del fuego en Buisán, que ha ocasionado la oxidación completa de la mayor parte de la MO del primer centímetro del suelo. El consumo sustancial de materia orgánica comienza en el rango de 200 a 250 °C, siempre que se aplique durante un mínimo periodo de tiempo (Certini, 2005) y se completa a temperaturas alrededor de 460 °C (Giovannini et al. 1988). La dependencia de la pérdida de MO con la temperatura también fue demostrada por Gonzalez-Perez *et al.* (2004), que ya observaron un descenso del contenido de la MO tras una quema debido a la volatilización o descomposición de ésta en función de la temperatura. En la quema de Buisán, pues, los resultados sugieren que la combinación de unas temperaturas suficientemente elevadas con un tiempo de residencia largo han sido los principales responsables de la severidad del fuego.

La MOT muestra unos efectos de las quemas muy parecidos a los que presenta el COT, como era de esperar, ya que según Van Bemmelen este carbono es un porcentaje de la MO orgánica, dependiendo de la clase de esta, pero siendo un valor aceptado del 50-58 % de C en la MOS, lo que también coincide con lo que afirman Brady & Weil (2010), sobre que el C en media abarca la mitad de la masa de la MOT. Antes de la quema, el contenido de MO mostraba un marcado gradiente que decrecía en profundidad, producido posiblemente porque la MO se incorporaba desde la superficie del suelo principalmente y en menor medida, por aportes subsuperficiales. Ello puede ser un indicio de que la mayor parte de esta MO procede del erizón y se incorpora a través de la superficie del suelo, ya que en suelos de pastos una gran parte de la MO procede de la incorporación subsuperficial de raíces muertas, lo que genera unos gradientes de MO mucho menos pronunciados (Brady & Weil, 2010). En este sentido, ha sido ya documentado que *E. horridum* forma tapices densos que cubren hasta varias hectáreas y que generan grandes cantidades de residuos, en su mayoría las hojas pinchudas de estos arbustos, que se acumulan bajo estos matorrales (Montserrat *et al.*, 1984).

La severidad de la quema causó una disminución de la MOT tras el fuego en los dos primeros cm de profundidad, del 68 % y el 35,8 % respectivamente, corroborado por un descenso del COT del 74,9 % y del 38 %, aunque en el caso del COT este último valor no resultara estadísticamente significativo. Este efecto predominantemente superficial de la quema causa una homogenización del gradiente de MOT en el perfil que ya fue reportado por Aznar et al. (2016), que observaron que el contenido de COT en el perfil decrecía también progresivamente después de la quema, observando una homogenización similar a lo ocurrido en Buisán.

En relación con la escasa propagación de los efectos del fuego por debajo del primer centímetro del suelo, Humphreys y Craig (1981) encontraron al estudiar los incendios en ecosistemas australianos que, justo 1 cm bajo la superficie del suelo, la temperatura solo alcanzó los 200 °C, y a los 2-3 cm, ya no se notaban los efectos del fuego, porque la temperatura del suelo apenas excedía la temperatura ambiental. Por debajo de 2-5 cm, la temperatura del suelo es poco probable que ascienda de 200 °C, y bajo los 5 cm rara vez supera los 100 °C (Úbeda & Outeiro, 2009). Uno de los motivos por los que los efectos del fuego se atenúen rápidamente en profundidad y que estos solo afecten a los primeros

centímetros de espesor del suelo puede hallarse en la baja conductividad térmica del horizonte mineral, que produce que el calor aplicado en la superficie del suelo solo sea perceptible a unos pocos centímetros de profundidad (Mallik et al., 1984). Estas evidencias justifican centrarse en los primeros cm de la capa superior del suelo (0-3 cm del horizonte Ah, en nuestro caso) al estudiar los efectos del fuego (Aznar et al., 2016).

Otra de las razones por las que probablemente el efecto de la quema no se transmitió más allá de 1 o 2 cm se halla probablemente en el contenido de humedad del suelo, que era el más alto de las tres localidades, con un 147 % de agua antes de la quema que se redujo a un 82,1 % después de esta. Fue necesaria una gran cantidad de energía en evaporar y eliminar toda esta cantidad de agua de la capa más superficial del suelo, lo que redujo la transmisión de calor a capas más profundas (Badía *et al.*, 2017). El hecho de que el impacto directo del fuego no se transmita más allá de la porción más superficial del suelo, en términos de pérdida de MOT, no significa sin embargo que no puedan producirse otros tipos de impactos sobre el suelo. Hay que tener en cuenta que en condiciones húmedas (como en el caso de Buisán) el contenido de agua aumenta tanto la capacidad calorífica como la conductividad térmica del suelo (Massman, 2012), pudiendo inducir una mayor mortalidad de microorganismos en las capas superiores del suelo como consecuencia de la difusión del calor por la humedad (Choromanska y DeLuca, 2002). Éste, no obstante, no ha sido un aspecto contemplado en este trabajo.

Un año después de la quema, los contenidos de MO (MOT y COT) en el primer centímetro del suelo siguen siendo inferiores a los valores previos a la quema, aunque se observan ligeros incrementos respecto a los valores inmediatamente posteriores al fuego. Ello puede ser debido a la incorporación al interior del suelo de restos parcialmente calcinados durante la quema. Sí que se produce, en el fraccionamiento secuencial de la MO, un descenso del carbono extraíble con pirofosfato en las tres profundidades, del 66 %, 68 % y 62 % respectivamente. Este descenso de la fracción de carbono extraíble con pirofosfato, que incluye la MO encapsulada en agregados y en consecuencia que probablemente ya estaba en el suelo antes de la quema, puede indicar que éste está siendo utilizado por los microorganismos del suelo a una mayor velocidad que los aportes externos (Choromanska and DeLuca, 2001). Esta explicación encaja con el hecho de que el carbono residual aumentó en una proporción de entorno al 4 % en los tres cm de espesor. El Cr es la fracción de carbono que no fue posible extraer mediante la extracción secuencial, con lo cual más resistente al ataque de microorganismos que la extraída con pirofosfato, e incluye en nuestro caso a toda la MO particulada que se incorpora desde la superficie como restos parcialmente calcinados. Giannetta *et al.* (2018) encontraron en sus resultados que la mayor fuente de carbono orgánico en el suelo está asociada a la fracción mineral y que esta fracción es rica en moléculas orgánicas lábiles, es decir, compuestos protegidos mediante un mecanismo de protección físico o químico. En concordancia con el modelo continuo de estabilización de MO al suelo, que dice que la comunidad de descomponedores como bacterias y hongos procesan la MO reduciendo su tamaño molecular y aumentando su labilidad, y al mismo tiempo, la oportunidad de protección contra la descomposición aumenta a través de una mayor reactividad hacia las superficies minerales e incorporación a los agregados (Lehmann, J y Kleber, M., 2015). Esto muestra que de forma general el Cr no es una fracción tan recalcitrante como se suponía ya que se ha demostrado que estas fracciones íntimamente unidas a la matriz mineral pueden estar compuestas, por lo menos en una parte significativa, por compuestos

mucho más lábiles de lo que hasta hace poco se pensaba. Sin embargo, podría ser que en nuestro caso sí lo fuera, si está preferentemente compuesto por los restos parcialmente calcinados y la fracción de la MO que los microorganismos no han aprovechado durante el año posterior a la quema.

La mayoría del carbono orgánico del suelo, en gran número de ecosistemas, se encuentra asociado en la fracción mineral, como ya se ha dicho anteriormente. La siguiente fuente más abundante de carbono orgánico en el suelo son los compuestos libres, dichos compuestos estarían expuestos a diversos ataques como por ejemplo los microorganismos o el fuego entre otros, contando como único mecanismo de protección su propia composición (Cotrufo *et al.* 2013), es decir una protección bioquímica. Acabando con el carbono ocluido en macro y micro agregados, que mediante una protección física los protege de ataques externos. Aunque sin grandes diferencias entre ambos, parece haber un poco más de carbono ocluido en los microagregados (Beatrice Giannetta *et al.* 2018). En concordancia con Girona-García *et al.* (2018c) que en su estudio realizado en esta misma área de estudio, al fraccionar las muestras en seis tamaños de agregados, encontraron una mayor cantidad de carbono orgánico en los microagregados. También se observó que el fuego afectaba más al carbono ocluido en estos microagregados, en discordancia con Jordán *et al.* (2011), quienes sugirieron que la destrucción de la materia orgánica durante los incendios afecta principalmente a los agregados gruesos, ya que la combustión puede ser más intensa en este rango de tamaño debido al oxígeno presente en los macroporos.

A pesar de que son muchos los trabajos que reportan la formación de humus piromórfico como una consecuencia habitual del fuego (González-Pérez *et al.*, 2004; Certini 2005, 2011; Von Lützow *et al.*, 2006, 2008; Knicker 2007), en Buisán se detectó una ligera reducción de un 8,9 % de la MOnh en el primer cm de espesor, que ni tan solo se reflejó en cambios significativos en el Cnh. El efecto de la reducción del contenido de C pirolizado, pirógeno o Cnh en el primer cm de profundidad, como ocurre en el caso de Buisán, ya se observó en Badía *et al.* (2014), posiblemente debido a que las temperaturas de la quema prescrita de Buisán y de esta quema de laboratorio fueron parecidas en la primera capa, modificando fuertemente la composición estructural de la MO, ya fuera destruyendo o transformando los compuestos bioquímicamente más recalcitrantes. La recalcitrancia se relaciona con la calidad de la MO y selecciona los compuestos orgánicos no hidrolizables y, por lo tanto, con mayor resistencia a la degradación. La hidrólisis ácida (reflujo con HCl 6 M o digestión química por pasos con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> frío y caliente) elimina de manera efectiva los materiales de carbohidratos y proteínas mediante la interrupción de la unión hidrolítica, los cationes polivalentes implicados en la floculación de la arcilla y la microagregación también se eliminan mediante tratamientos ácidos, lo que hace que la MO del suelo ocluida y complejada en microagregados sea soluble. La resistencia a la hidrólisis ácida no se limita a la lignina, sino que es una propiedad común de la mayoría de los polímeros orgánicos más recalcitrantes como la suberina, la cutina y las ceras (Von Lützow *et al.* 2007). La recalcitrancia bioquímica se relaciona con la complejidad molecular de la MO, que puede ser la propia del material vegetal del que procede la MO (recalcitrancia primaria) o adquirirse durante la transformación en el suelo (recalcitrancia secundaria). Mientras que la presencia de lignina o de lignocelulosa en el suelo podría ejemplificar la recalcitrancia primaria, el biochar o los restos de carbón en el suelo son ejemplos de secundaria (Von Lützow *et al.*, 2006). Esta fracción está compuesta por compuestos orgánicos prácticamente no alterables

por efecto de la actividad biológica del suelo, no hidrolizables (MOnh y Cnh), como por ejemplo, el carbono en forma de carbón (char) y el C en forma de hollín-grafito (Rovira & Vallejo 2007), las partes más recalcitrantes a la degradación bioquímica, que normalmente se forman por la combustión de la MO en los incendios y de los combustibles fósiles.

## 5.2. ASÍN DE BROTO

En Asín de Broto la quema alcanzó un pico de temperatura máxima de 768 °C, la mayor temperatura registrada en las tres quemas, pero el tiempo de duración a altas temperaturas fue inferior al de Buisán permaneciendo durante 9 minutos a más de 100 °C. Ello fue consecuencia de la rápida propagación del fuego por la continuidad del combustible y la mayor velocidad del viento el día de la quema. El fuego consumió una pequeña parte de la capa de hojarasca superior, y no hubo evidencia de transferencia intensa de calor al suelo, al no verse afectadas las raíces finas cercanas a la superficie, como ocurría en el caso de Buisán. También se encontraron acumulaciones de cenizas grises sobre capas gruesas de hojarasca sin quemar, lo que indica que las cenizas podrían provenir, por lo menos en parte, del dosel chamuscado en lugar de la combustión de la hojarasca ya permanente en el suelo (Girona-García *et al.*, 2019). Por ello, los efectos producidos por la quema en Asín fueron menos severos que los de Buisán, no habiéndose producido ningún efecto significativo ni en la MOT, ni en el COT después de la quema posiblemente debido a que el fuego puede haber pasado demasiado rápido para que un frente de calor sustancial se moviera a través del perfil superior del suelo (Alexis *et al.*, 2007; Fontúrbel *et al.*, 2012, 2016), y que las temperaturas en el interior del suelo no fueran lo suficientemente altas como para causar una vaporización por completo del agua. De hecho, la media de la humedad del suelo aumentó ligeramente después de la quema, lo que evitó la pérdida de C a través de la combustión de materia orgánica.

El hecho de que no se observe, en este caso, un efecto directo del fuego sobre la cantidad total de MOS no significa, sin embargo, que no se hayan producido en ella cambios cualitativos. Šimanský Vladimír (2015) argumenta que los efectos del fuego en la fracción de carbono lábil dependen fundamentalmente de su severidad, y en sus resultados se observa que en las zonas quemadas con baja intensidad del fuego (posiblemente más asimilables a las quemas prescritas realizadas en este trabajo) se produjo un aumento de los contenidos de Cf y Cc más apreciable que en las zonas de mayor severidad del fuego. Estos resultados concuerdan con los observados en este caso, con un aumento destacable del Cc justo después de la quema, que quizá tenga su origen en el incremento de solubilidad de C previamente encapsulado en agregados, como sugiere la reducción del C extraíble con pirofosfato. Muqaddas *et al* (2019) también observaron en su trabajo un aumento de la fracción Cf/COT en las zonas donde se producían quemas prescritas con frecuencia, indicando una conversión del carbono del suelo a fracciones más lábiles debido al efecto del calor.

El aumento del COT en un 31 % en el primer cm de espesor de suelo un año después de la quema, sugiere la integración al suelo de parte de las cenizas y los restos de materiales quemados dentro del suelo, cosa que no se apreciaba en ninguna de las otras dos zonas de estudio y teniendo en cuenta que a pesar de situarse en una ladera no se encontraron indicios

de que se produjera erosión (Girona-García *et al.*, 2019). A diferencia de Buisán, donde el incremento en el Cr un año después de la quema sugería una incorporación de MO en forma fundamentalmente particulada, en el caso de Asín los incrementos en el C soluble durante el año posterior a la quema sugieren una importante incorporación de MO por disolución a partir de los restos de hojarasca parcialmente calcinados. Este incremento de la MOS mediante un transporte en disolución a partir del horizonte orgánico ha sido verificado recientemente por Cotrufo *et al.* (2015), que demostraron que las fracciones más solubles de la hojarasca pueden ser fácilmente transportadas por lavado hacia el interior del suelo. Una vez integradas en el suelo son asimiladas por los microorganismos, que en parte mineralizan estos compuestos, pero también en parte son responsables de su estabilización mediante la unión de compuestos derivados del metabolismo microbiano con la matriz mineral del suelo. Variando la población microbiana de la misma manera que fluctúa la cantidad de C disponible (Girona-García *et al.* 2019).

Con lo cual, se produce un aumento en la fracción soluble de la MO, que justo después de la quema se pueda atribuir a la solubilización del C encapsulado en agregados y un año después de la quema a la incorporación de MO soluble desde la capa de hojarasca, lo que explica en este segundo caso el aumento del carbono total en el suelo en la muestra del año después. De acuerdo con Cotrufo *et al.* (2013), los constituyentes lábiles de las plantas son la principal fuente de subproductos microbianos, y estos a su vez son los principales precursores de MOT, estabilizados por la matriz mineral del suelo, a través de la formación de asociaciones órgano-minerales de naturaleza física o química, en concordancia con Miltner *et al.* (2012), que postularon que cuando los microorganismos degradan los residuos de las plantas, utilizan compuestos de bajo peso molecular de la biomasa de la planta para construir su propia biomasa, y la mayoría de este material se incorpora a la MO del suelo tras su muerte. De este modo, una mayor abundancia de dichos compuestos podría traducirse en un incremento de la biomasa microbiana, aumentando así también la MOT del suelo. En consecuencia, la quema de Asín de Broto ha creado unas condiciones edáficas completamente distintas a lo que se ha visto en Buisán, facilitando la incorporación de MO soluble que, tras su procesamiento por parte de la biomasa microbiana, podrá acabar estabilizándose en el suelo.

Por otro lado, la intensidad del fuego fue suficiente como para producir un descenso en el carbono extraíble con pirofosfato justo después de la quema en los tres cm de profundidad, siendo el descenso del 30.6%, 53.6% y 52.6% respectivamente y teniendo en cuenta que en la extracción con pirofosfato sódico se obtiene la fracción de MO del suelo unida a minerales de arcilla (Alexandrowa, 1960). Causando la solubilización de MO del suelo, la desagregación y un reordenamiento de asociaciones orgánicas (Piccolo, 2002). Se entiende que el fuego ha sido suficientemente severo como para producir dichos efectos en la MO.

En Asín se observa un aumento de la fracción recalcitrante tanto en la MOnh un 12.9 % justo después de la quema, como en Cnh un 18.2 % un año después de la quema. Ambos resultados son difíciles de interpretar debido a que se producen en el tercer cm de profundidad, donde el efecto del fuego fue más leve. Pero en relación a este aumento se ha observado el incremento de la producción de carbono recalcitrante después del fuego a partir de la biomasa y hojarasca previa. Estas estructuras pueden resultar de una pérdida de H y O, y una concentración de C y N en ciclos aromáticos y estructuras heterocíclicas (Knicker *et al.*, 1996; Baldock y

Smernik 2002 ;Almendros *et al.*, 2003, 2012) También otros autores como Certini *et al.*, (2011) observaron cambios cualitativos en la estructura de la MO principalmente como un aumento en el contenido de carbono aromático (carbono pirógeno) y en ciertos incendios indujeron cambios en la lignina del suelo. Es comúnmente aceptado que el fuego conduce a la generación de estructuras aromáticas a partir de precursores alifáticos, siempre que su intensidad sea lo suficientemente elevada, y a disposiciones complejas inducidas de la estructura de compuestos lipídicos libres que son principalmente degradaciones con diagénesis térmica de constituyentes biogénicos cíclicos (es decir, ácidos de resina di-terpeno). Dichos cambios estructurales en la MO, resultado de la fragmentación térmica de las moléculas de cadena larga, conducen a una madurez progresiva del humus, no tan lejos como la degradación biológica natural en escalas de tiempo más largas (Almendros y González-Vila, 2012). Sin embargo, nuestros datos no permiten establecer una hipótesis plausible sobre la razón por la que este incremento en la recalcitrancia bioquímica de la MO se observa en el tercer centímetro del suelo, pero no en capas más superficiales. Una posible explicación estaría en el hecho que esta generación de humus piromórfico se produjera en todo el espesor del suelo, pero que en capas más superficiales fuera compensada por la génesis también de compuestos más lábiles, discutida más arriba.

### 5.3. YEBRA DE BASA

La quema en Yebra de Basa fue la menos severa de las tres, en la que la temperatura máxima alcanzada fue de 595 °C, pero solo permaneció por encima de los 100 °C durante 4 minutos, pudiéndose deber esta rápida velocidad del frente de fuego, debido a la alta velocidad del viento el día de la quema. La quema de Yebra tuvo unos efectos visuales similares a los de Asín, ya que consumió solamente una pequeña parte de la capa de hojarasca superior, y no hubo evidencia de transferencia intensa de calor al suelo al no verse afectadas las raíces finas cercanas a la superficie. También se encontraron acumulaciones gruesas de cenizas grises sobre capas gruesas de hojarasca sin quemar (Girona-García *et al.*, 2019). Tanto la temperatura inicial como la temperatura final son las más bajas de las tres, siendo de 4.9 °C y 10.2 °C respectivamente, pudiendo permanecer en el suelo la elevada temperatura final después del fuego desde unos pocos minutos hasta varios días (Certini, 2005).

Al igual que ocurrió en Asín, la severidad del fuego en este caso tampoco fue suficiente para ocasionar una pérdida significativa de MOS, pero sí para originar cambios cualitativos. De la misma forma que en el caso de Asín el fuego generaba un incremento del C soluble a costa, probablemente, de una cierta pirólisis del C encapsulado (Cp), en el caso de Yebra, con una intensidad de quema menor, se produce un aumento del carbono soluble en agua fría (+125 %) explicable por la pirólisis, al menos parcial, del C soluble en agua caliente en más de un 30 %. Ello hace que, en conjunto, el carbono soluble se mantenga constante después de la quema, ya que la cantidad de carbono extraíble en agua caliente es mayor que la extraíble en agua fría, en concordancia con Von Lützow *et al.* (2007) donde los rendimientos de C en extractos de agua caliente variaron de 1% a 5% del COT del suelo y fueron hasta 18 veces más altos en comparación con los extractos de agua fría.

El incremento en la proporción de C soluble en agua fría y la disminución del C soluble en agua caliente, generando que el C soluble total se mantenga igual, son probablemente los responsables de que se reduzca la cantidad de MOT y COT un año después en el espesor de 1-2 cm, y en el de 1-2 y 2-3 cm respectivamente por la disminución en las tasas de estabilización de la MO (Cotrufo *et al.*, 2015), producida por una estabilización microbiana de estos componentes. También Ghani *et al.* (2003) observaron en sus resultados, que había una mayor renovación microbiana y una mayor tasa de mineralización de la materia orgánica en suelos ricos en la fracción lábil de carbono, en concreto en la fracción extraíble con agua caliente (que es la que en este caso se ha visto reducida) posiblemente debido que el Cf, al ser una fracción que se puede eliminar fácilmente por lavado, y que Leinweber *et al.* (1995) concluyeron que estos compuestos extraíbles en agua caliente estaban en la solución de suelo o adsorbidos débilmente a superficies minerales o macromoléculas húmicas. También se considera que la biomasa microbiana es reemplazada más rápidamente que los residuos vegetales (Kästner 2000), lo que sugiere que el efecto en la MOT por las moléculas y fragmentos derivados de la biomasa microbiana es probablemente mucho más importante de lo que se consideraba anteriormente (Miltner *et al.* 2012). En un ensayo de Fernández *et al.* (1997) en el que se estudiaron los 10 cm superiores de un suelo bajo *Pinus sylvestris*, se calentaron a cuatro temperaturas diferentes: 150 °C, 220 °C, 350 °C y 490 °C. Si bien la temperatura más baja fue totalmente ineficaz y la más alta condujo a la oxidación completa de la materia orgánica del suelo, las temperaturas intermedias impusieron cambios estructurales importantes. Por ejemplo a 220 °C, donde se perdió el 37% de la materia orgánica, todas las formas principales de C fueron pirolizadas, aunque a diferentes tasas de 70 – 80% para celulosa + hemicelulosas, aproximadamente 50% para lignina y compuestos solubles en agua y 10 – 25% para lípidos.

En el Cr de Yebra ocurre algo muy similar al de Asín, aumenta en el segundo cm de espesor en un 3.7% tras la quema y disminuye al año siguiente en el segundo y tercer cm en un 5.9 y 6.8% respectivamente. Esto no significa que el fuego haya incrementado el contenido en Cr del suelo, sino que debido a que el fuego haya disminuido las demás fracciones, ya el cálculo de cada fracción está promediado a la del resto de las fracciones. En concordancia se observa como el Cp, que después del Cr es la fracción más rica en compuestos orgánicos, disminuye un 27.5% en el segundo cm después de la quema y aumenta un 37.3 y 41.2% al año siguiente en el segundo y tercer cm de espesor respectivamente. Lo cual, lo ocurrido en el Cr y el Cp se relaciona perfectamente, ya que ocurren el aumento de uno y el descenso de otro y viceversa en los mismos puntos, además de que el porcentaje de diferencia es proporcional para la cantidad absoluta de cada fracción.

En el caso de la fracción recalcitrante se observa un incremento del Cnh del 23.8 % en el segundo cm de espesor después de la quema, lo que podría deberse al mismo motivo explicado en el caso de Asín de Broto. Por el contrario, un año después de la quema se produce un descenso del 38.5 % y 41.5 % en el segundo y tercer cm de profundidad respectivamente, lo que podría estar relacionado a una disminución general del carbono ya que el COT disminuye en los mismos puntos y la fracción NH se relaciona estrechamente con la fracción total o va intrínsecamente relacionada con ella (Rovira & Vallejo, 2007).

En Asín se encuentran los valores más altos de Cnh que están en torno al 70 %, presentándose los valores más elevados justo después de la quema, esto puede haber producido un mayor

contenido en restos carbonizados, resistentes a la hidrólisis ácida, que en un principio se irían acumulando en superficie, pero que gracias a los procesos de bioturbación, podrían haberse ido integrando en profundidad. Estos restos parcialmente carbonizados se caracterizan por presentar una elevada proporción de C recalcitrante (Bruun et al., 2008), lo que explicaría la mayor proporción de C<sub>nh</sub>. Montserrat y Fillat (1990) ya hablan de que en la zona del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y zona periférica, en la cota límite del bosque (2100 m), los pastos existentes fueron creados durante cientos de años por la acción antrópica, para crear pastos para el ganado. Con lo que la alta presencia de compuestos no hidrolizables puede estar relacionado con su historia de quemados, habiéndose acumulado a lo largo del tiempo.

#### 5.4. COMPARACIÓN DE LAS TRES ÁREAS

La quema solo fue suficientemente intensa y duradera como para producir una pérdida significativa de MOS en Buisán, como ya se ha dicho antes, producido por una pirolisis de la MO (Certini, 2005; Gonzalez-Perez *et al.* 2004). Por otro lado, tanto en Asín como en Yebra donde la quema fue menos severa no se han detectado cambios en la MOT, ni en el COT. Incluso aumentando significativamente en Asín al año siguiente en el primer cm, lo que concuerda con trabajos como los de Alexis *et al.* (2007), Goberna *et al.* (2012), Fultz *et al.* (2016), Úbeda *et al.* (2005) y Alcañiz *et al.* (2016). Hay que tener en cuenta la posibilidad de que la hojarasca (que generalmente se retira antes del muestreo del suelo) se convierte, después del fuego, en partículas de tamaño de tierra fina (<2 mm), que se mezclan con todo el material del suelo en el horizonte orgánico, causan así un aumento neto en el contenido de carbono (Gonzalez-Perez *et al.*, 2004), en este aspecto, cuando el muestreo no se realiza lo suficientemente pronto, la ceniza y el material carbonizado podrían mezclarse con el suelo, aumentando su contenido de COT (Badía-Villas *et al.*, 2014; Badía *et al.*, 2017). Por su parte Úbeda *et al.* (2005) observaron incluso un aumento del COT a una profundidad de 0-5 cm, después de una quema prescrita de baja intensidad en pastizales mediterráneos, en el noreste de España (temperaturas superficiales del suelo <200 ° C).

La quema de Buisán no causó la pérdida preferente de ninguna de las fracciones de la MOT estudiadas. Es decir, todas las fracciones contempladas en este estudio experimentaron una pérdida en la misma proporción que el conjunto de la MO. Esto puede parecer contradictorio con otros trabajos que sugieren un efecto preferente del fuego sobre algunas fracciones de la MO del suelo (Šimanský Vladimír 2015; Muqaddas *et al.* 2019), o la formación de compuestos orgánicos fuertemente condensados por el efecto del fuego, el denominado humus piromórfico (Certini 2005, 2011; Alexis *et al.*, 2007). En este sentido, cabe recordar que nuestro trabajo ha demostrado que sí existe este efecto preferente del fuego sobre unas determinadas fracciones, en los casos de Asín de Broto y de Yebra de Basa, donde el fuego generó picos de temperatura de corta duración. Es posible que la mayor duración de la quema en Buisán haya facilitado que todas las fracciones se hayan visto afectadas por igual, mientras que en las otras dos localidades, la menor duración de las quemados haya tenido solamente efecto sobre las fracciones más sensibles al fuego.

Por otra parte la severidad de la quema ha influenciado en las distintas fracciones de la extracción secuencial, generando una pirolisis de las fracciones mejor protegidas conforme más severa fue la quema. La fracción soluble Cs ha resultado interesante de estudiar, debido a que ha permitido explicar los efectos de la estabilización de MO a medio plazo gracias al incremento de la actividad de los microorganismos (Cotrufo *et al.* 2015). Dentro de esta fracción soluble el Cc ha sido el más representativo, tanto porque representa la mayor parte del Cs (Von Lützow *et al.* 2007) como porque influye mejor en la renovación microbiana (Ghani *et al.* 2003). Dejando a la fracción de Cf menos relevante para futuros estudios.

La fracción de Cp aunque ha dado valores más pequeños a los que esperábamos encontrar por el grado de protección que presenta (Alexandrowa, 1960; Piccolo, 2002), ha sido muy relevante a la hora de diferenciar como una quema más severa ha sido capaz de afectarle en Asín y por el contrario otra más leve como la de Yebra no.

Finalmente, la medición del residuo que quedo después de todas las extracciones, el Cr, resulto ser muy abundante, más de lo esperado. Siendo rara vez afectado por el fuego, en algunos casos se ha observado un ligero incremento, producido por la disminución del resto de fracciones, principalmente el Cc. Además de que se desconocen los componentes de carbono orgánico que conforman esta fracción, al igual que su relación con la matriz del suelo. Pudiendo estar compuesta por materia orgánica particulada, o por compuestos orgánicos simples muy unidas a la matriz mineral, debido a que la mayoría del carbono orgánico del suelo, se encuentra asociadas en la fracción mineral Beatrice (Giannetta *et al.*, 2018). Esto sugiere que es necesaria una investigación más concreta en los compuestos que forman esta fracción. Siendo estos compuestos orgánicos bien mezclados y adheridos a la matriz mineral del suelo o encapsulados en los agregados muy difíciles de investigar (Lehmann, J y Kleber, M., 2015).

Las tres quemas resultaron satisfactorias ya que toda la superficie con matorral fue eliminada, siendo este el objetivo principal de las quemas. Pero, por causa de los efectos de las quemas en la MO del suelo, se puede afirmar que alguna ha sido más perjudicial que otra. El ejemplo de Yebra donde no afecta a la MOT, al COT y levemente a las fracciones de la extracción secuencial, o también, en Asín donde solamente se ve afectada la fracción Cp, pero por el contrario acaba aumentando el COT al cabo de un año en el horizonte más superficial. El caso contrario ocurre en Buisán donde la quema produce un gran descenso del contenido en COT y MOT. Para reducir estos efectos, sería conveniente reproducir las futuras quemas en condiciones similares a las de Asín o Yebra, donde un poco de viento o la continuidad del combustible favorezca una rápida velocidad del frente de fuego, reduciendo el tiempo de permanencia de las elevadas temperaturas. También la técnica de quema es un factor a tener en cuenta ya que posiblemente el tiempo de permanencia del fuego en Buisán fue incrementado debido a que en los parches de vegetación aislada, se fueron quemando uno a uno, tantas veces como fuera necesaria para su eliminación (Girona-García *et al.*, 2019). Por otro lado Girona-García *et al.*, (2019) también observo que el *E. Horridum* comenzó a regenerarse en todas las áreas un año después de la quema, con lo que sin una suficiente carga ganadera posterior se volverá a la situación inicial y habrá sido inefectiva.

## 6. CONCLUSIONES

En primer lugar, antes de la quema, en las tres localidades se observa un gradiente de descenso progresivo en profundidad tanto de la MOT como del COT, lo que sugiere que el aporte orgánico es producido por la acumulación en superficie de restos de las plantas, en este caso de hojas muertas de *Echinopartum horridum*.

El estudio muestra, que de acuerdo a la mayoría de la bibliografía revisada, efectivamente las quemaduras prescritas tienen un efecto en las propiedades del suelo y concretamente en la MO y el carbono orgánico. Aunque se creía que el efecto dependía principalmente de la temperatura máxima alcanzada, se ha demostrado en este estudio que la severidad de la quema ha dependido mayoritariamente del tiempo de residencia del fuego, la cual se ha visto influenciada por las características físicas del área de estudio y por las condiciones ambientales, siendo determinante la técnica de quema que se ha llevado a cabo en cada zona de estudio, influenciando cada tipo al tiempo de permanencia. Entre otros factores importantes de los que ha dependido el efecto de la quema, nos encontramos la cantidad de MOT original, el contenido en humedad en el suelo y los mecanismos de protección de la MO. En este sentido, cabe destacar que la quema por puntos en Buisán es la que ha generado el mayor impacto en las características edáficas estudiadas.

Este estudio corrobora que los efectos sobre la MO y Cox total están limitados a la fina capa superficial del suelo, principalmente al primer cm de espesor, viéndose relacionado al contenido de humedad del suelo, que ha sido el principal causante de que no se produjeran efectos a más profundidad. Aunque se ha observado al medir fracciones más solubles de Cox, las cuales representan una fracción minoritaria del contenido total, que estas se ven afectadas a una mayor profundidad en los tres cm estudiados, debido a que como se ha visto anteriormente, estas fracciones más solubles son más fácilmente afectadas por el fuego, el cual ha sido menos intenso contra mayor era la profundidad.

La intensidad de la quema, que en concordancia con la severidad ha sido más elevada en las zonas de estudio donde el tiempo de residencia del fuego ha sido mayor, ha producido distintos efectos en la MO, Cox y las fracciones de este. Buisán fue el área de estudio con la mayor severidad, se observó que el fuego afectó tanto a la MO y Cox total, como a todas sus fracciones por igual. Incluso en menor medida llegó a afectar a la MOnh, la cual no se vio afectada en ninguna de las otras localidades. En Asín donde la severidad fue intermedia, el fuego llegó a afectar el carbono extraíble con pirofosfato. Mientras que en Yebra donde se localizó la menor severidad, tan solo llegó a afectar el carbono extraíble con agua caliente. Con lo cual se deduce conforme lo observado en las tres zonas que contra menor es la severidad de la quema, el fuego afecta a las fracciones más solubles, debido a que estas fracciones cuentan con menos mecanismos de protección, ya que se hallan libres y son compuestos bioquímicamente simples en su mayoría. Esto no significa que una gran parte de compuestos orgánicos lábiles no se encuentren asociados a la matriz mineral o protegidos en agregados, sino al contrario como sugiere cierta bibliografía, además que resistan las quemaduras y posiblemente se hallen en el Cr, ya que es la fracción más resistente y que menos se ha visto

afectada. Para esto, más investigaciones serían necesarias a la hora de analizar que compuestos concretamente conforman esta fracción tan abundante de Cr.

Al igual que el efecto de la quema, la recuperación del suelo depende de varios factores como la severidad, la MOT y el COT inicial y la que se ha visto afectada, la erosión producida en la zona tras la quema, el crecimiento de nuevas especies vegetales y el tiempo. Dependiendo las fracciones de COT afectadas por el fuego también puede repercutir a la mejor o peor recuperación de las condiciones iniciales. En las zonas donde la quema aumento la proporción del Cs, como es el caso de Asín, también aumento el COT al cabo de un año. Por el contrario, en Yebra donde la fracción de Cs se mantuvo constante no se ha observado una recuperación del COT al cabo de un año como en Asín, incluso se redujo el COT en los cm inferiores.

La realización de quemas que se propaguen rápidamente, ya sea por la continuidad del combustible, por la presencia ligera de viento, o por las condiciones ambientales y orográficas, puede reducir el efecto del fuego en la MO del suelo, y en el CO y sus fracciones, obteniendo una eliminación total del material vegetal.

## 7. BIBLIOGRAFIA

Albini, F.A. 1976. *Estimating wildfire behavior and effects. General Technical Report INT-30. United States Department of Agriculture, Forest Service.* Ogden, Utah. Intermountain Forest and Range Experiment Station.

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.

Alexander, M.E. (1982). Calculating and interpreting forest fire intensities. *Canadian Journal of Botany*, 60, 349-357.

Alexandrowa, L.N. (1960). The use of sodium pyrophosphate for isolating free humic substances and their organic-mineral compounds from soil. *Soviet Soil Science* 2, 190–197.

Alexis, M., Rasse, D., Rumpel, C., Bardoux, G., Pechot, N., Schmalzer, P., Drake, B., Mariotti, A. (2007). Fire impact C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem. *Biogeochemistry*, 82(2), 201–216.

Almendros, G., González-Vila, F.J., 2012. Wildfires, soil carbon balance and resilient organic matter in Mediterranean ecosystems. A review. *Spanish Journal of Soil Science*, 2, 8–33.

Almendros, G., Knicker, H., Gonzalez-Vila, F, J. (2003) Rearrangement of carbon and nitrogen forms in peat after progressive thermal oxidation as determined by solid- state <sup>13</sup>C-and <sup>15</sup>N-NMR spectroscopy. *Organic Geochemistry*, 34, 1559–1568.

- 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.
- Armas-Herrera, C.M., Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., Mora, J.L. (2018). Short- and mid-term evolution of topsoil organic matter and biological properties after prescribed burning for pasture recovery (Tella, Central Pyrenees, Spain). *Land Degradation and Development*, 29, 1545-1554.
- Arocena, J.M., Opio, C. (2003). Prescribed fire-induced changes in properties of subboreal forest soils. *Geoderma*, 113, 1-16.
- Aznar, J. M., González-Pérez, J. A., Badía, D., & Martí, C. (2016). At What Depth Are The Properties of a Gypseous Forest Topsoil Affected By Burning? *Land Degradation and Development*, 27(5), 1344–1353.
- 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, 23-41.
- Badía, D., Martí, C. (2008). Fire and rainfall energy effects on soil erosion and runoff generation in semi-arid forested lands. *Arid Land Research and Management*, 22, 93–108.
- Badía, D., López-García, S., Martí, C., Ortíz-Perpiñá, O., Girona-García, A., Casanova- Gascón, J. (2017). Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content. *Science of the Total Environment*, 601–602, 1119–1128.
- 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.
- Baldock, J, A., Smernik, R, J. (2002) Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry*, 33, 1093–1109.
- Bot, A., Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter*. Roma (Italia). FAO Soils Bulletin, 80.
- Bruun, S., Jensen, E.S., & Jensen, L.S. (2008). Microbial mineralization and assimilation of black carbon: Dependency on degree of thermal alteration. *Organic Biochemistry*, 39(7), 839–845.
- C. Brady, N., & R. Weil, R. (2010). *Elements of the nature and properties of soils (3th Edition)*. New Jersey, USA: Prentice Hall Edition (imprint of Pearson).
- Caballero, R., Fernández González, F., Pérez Badía, R., Molle, G., Roggero, P.P., Bagella, S., D'Ottavio, P., Papanastasis, V.P., Fotiadis, G., Sidiropoulou, A., Ispikoudis, I. (2010). Grazing systems and biodiversity in Mediterranean areas: Spain, Italy and Greece. *Pastos*, 39, 9–154.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, 143(1), 1–10.

- Certini, G., Nocentini, C., Knicker, H., Arfaioli, P., Rumpel, C. (2011). Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma*, 167–168, 148–155.
- Chandler C, Cheney P, Thomas P, Trabaud L, Williams D. (1993) *Forest fire behavior and effects. Fire in Forestry, vol. I*. New York (USA). John Wiley & Sons, Inc.
- Choromanska, U., DeLuca, T.H. (2001). Prescribed fire alters the impact of wildfire on soil biochemical properties in a ponderosa pine forest. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 232–238.
- Choromanska, U., DeLuca, T.H. (2002). Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 263–271.
- Cotrufo M.F, Wallenstein M.D., Boot C.M., Deneff K., Paul E. (2013) The microbial efficiency-matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter?. *Global Change Biology*, 19, 988–995.
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E., Haddix, M.L., Wall, D.H., Parton, W.J. (2015). Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature geoscience*, DOI: 10.1038/NNGEO2520.
- DeBano, L.F., Rice, R.M., Conrad, E.C. (1979). *Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion, and runoff*. USDA Forest Service, Pacific South-west Forest and Range Experiment Station, Research Paper PSW-145 (Berkeley, CA).
- DeBano, L.F., Neary, D.G., Ffolliott, P.F. (1998). *Fire's effects on ecosystems*. New York (USA). John Wiley and Sons.
- Dooley, S.R., Treseder, K.K. (2012). The effect of fire on microbial biomass: a meta-analysis of field studies. *Biogeochemistry*, 109, 49–61.
- Durgin, P.B., Vogelsang, P.J. (1984). Dispersion of kaolinite by water extracts of Douglas-fir ash. *Canadian Journal of Soil Science*, 64, 439-443.
- FAO, 2003. *Materia orgánica y actividad biológica. Conservación de los recursos naturales para una agricultura sostenible*.
- Fernandez I, Cabaneiro A, Carballas T (1997) Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1–11.
- 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 on Ecology and the Environment*, 11, 4–14.
- Fultz, L.M., Moore-Kucera, J., Dathe, J., Davinic, M., Perry, G., Wester, D., Schwilk, D.W., Rideout-Hanzak, S. (2016). Forest wildfire and grassland prescribed fire effects on soil

biogeochemical processes and microbial communities: two case studies in the semi-arid Southwest. *Applied Soil Ecology*, 99, 118–128.

García-Oliva, F., Sanford, R. L., & Kelly, E. (1999). Effects of slash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma*, 88(1–2), 1–12.

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, 201.

Ghani, A., Dexter, M., Perrott, K.W., (2003) Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology & Biochemistry*, 35(9), 1231–1243.

Gil, J., Zavala, L.M., Bellinfante, N., Jordán, A. (2010). Acidez y capacidad de intercambio catiónico en los suelos afectados por incendios. Métodos de determinación e interpretación de resultados. En: Cerdà, A., Jordán, A. (Eds.), *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Cátedra de Divulgació de la Ciència, Universitat de València, FUEGORED. Valencia.

Giannetta, B., Plaza, C., Vischetti, C., Cotrufo, M, F., Zaccone, C. (2018). Distribution and thermal stability of physically and chemically protected organic matter fractions in soils across different ecosystems. *Biology and Fertility of Soils*, 54, 671–681.

Giovannini, G., Lucchesi, S. 1997. Modifications induced in the soil physico- chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science*, 162, 479-86.

Giovannini, G., Lucchesi, S., Giachetti, M. 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, 146, 255-262.

Girona-García, A., Zufiaurre Galarza, R., Mora, J.L., Armas-Herrera, C.M., Martí, C., Ortiz-Perpiñá, O., Badía-Villas, D. (2018a). 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.

Girona-García, A., Badía-Villas, D., Martí-Dalmau, C., Ortiz-Perpiña, O., Mora, J., Armas-Herrera, C. (2018b) 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.

Girona-García, A., Ortiz-Perpiñá, O., Badía-Villas, D., Martí-Dalmau, C. (2018c) Effects of prescribed burning on soil organic C, aggregate stability and water repellency in a subalpine shrubland: Variations among sieve fractions and depths. *Catena*, 166, 68-77.

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.

Gleixner, G., Poirier, N., Bol, R., Balesdent, J. (2002). Molecular dynamics of organic matter in a cultivated soil. *Organic Geochemistry*, 33, 357–366.

Goberna, M., García, C., Insam, H., Hernández, M.T., Verdú, M. (2012). Burning fire-prone Mediterranean shrublands: immediate changes in soil microbial community structure and ecosystem functions. *Microbial Ecology*, 64(1), 242–255.

Goldammer, J.G., 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 Suppression Fire Programmes in Selected Case- Study Regions in Europe*. European Forest Institute, Joensuu, pp. 35–44.

González-Pelayo, O., Gimeno-García, E., Ferreira, C.C.S., Ferreira, A.J.D., Keizer, J.J., Andreu, V., Rubio, J.L. (2015). Water repellency of air-dried and sieved samples from limestone soils in central Portugal collected before and after prescribed fire. *Plant Soil*, 394, 199–214.

González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Almendros, G., Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environment International*, 30(6), 855–870.

Gregorich, E. G., Gillespie, A. W., Beare, M. H., Curtin, D., Sanei, H., & Yanni, S. F. (2015). Evaluating biodegradability of soil organic matter by its thermal stability and chemical composition. *Soil Biology and Biochemistry*, 91, 182–191.

Heiri, O.; Lotter, A.F.; Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25, 101-110.

Hall G,E,M., Vaive J,E., MacLaurin A,I., (1995) Analytical aspects of the application of sodium pyrophosphate reagent in the specific extraction of the labile organic component of humus and soils. *Applied geochemistry, Geological survey of Canada*, 601.

Hayes, M.H.B. y Clapp, C.E. (2001). Humic substances: considerations of compositions, aspects of structure, and environmental influences. *Soil Science*, 166, 723- 737.

Haynes, R.J. (2005). Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy*, 85, 221–268.

Humphreys, F.R., & Craig, F.G. (1981). Effects of fire on soil chemical, structural and hydrological properties. En: A.M. Gill, R.H. Groves, & I.R. Noble, (Ed), *Fire and the Australian Biota*. Canberra, Australia: Australian Academy of Science, pp. 177–200.

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*. FAO, Rome. World Soil Resources Reports, 106.

John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., & Flessa, H. (2005). Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma*, 128(1–2), 63–79.

- 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, 136–147.
- Kästner, M. (2000). Humification process or formation of refractory soil organic matter. En: *Rehm H-J, Reed G (eds) Environmental processes II, vol 11b*. Biotechnology, 2nd edn. Wiley-VCH, Weinheim. pp 89–125.
- Ketterings, Q.M., Bigham, J.M., Laperche, V. (2000). Changes in soil mineralogy and texture caused by slash-and-burn fires in Sumatra, Indonesia. *Soil Science Society of American Journal*, 64, 1108-1117.
- Knicker, H., Almendros, G., Gonzalez-Vila, F.J., Martin, F., Lüdemann, H.D. (1996) 13C- and 15N-NMR spectroscopic examination of organic nitrogen in plant biomass during thermal treatment. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(8), 1053–1060.
- Knicker, H. (2007): How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? – A review. *Biogeochemistry*, 85, 91-118.
- Kogel-Knabner, I. (2000). Analytical approaches for characterizing soil organic matter. *Organic Geochemistry*, 31(7–8), 609–625.
- Lide, D.R. (2001). *CRC handbook of chemistry and physics. 82nd Edition*. New York (USA). CRC Press.
- Leavitt, S. W., Follett, R. F., & Paul, E. A. (1996). Estimation of slow- and fast-cycling soil organic carbon pools from 6N HCl hydrolysis. *Radiocarbon*, 38(2), 231–239.
- Leinweber, P., Schultern, H.-R., Körschens, M., 1995. Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 20, 17–23.
- Lehmann, J., Kleber, M., (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528, 60-68.
- Mallik, A.V., Gimingham, C.H., Rahman, A.A. (1984). Ecological effects of heather burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity surface soil. *Journal of Ecology*, 72, 767–776.
- Martin, D.A.; Moody, J.A. 2001. The flux and particle-size distribution of sediment collected in the hillslope traps after a Colorado wildfire. En: *Proceedings of the 7th Federal interagency sedimentation conference*. Federal Energy Regulatory Commission III. Reno, NV - Washington, DC.
- Massman, W.J. (2012). Modeling soil heating and moisture transport under extreme conditions: forest fires and slash pile burns. *Water Resources Research*, 48, W10548.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., Zavala, L.M. (2011). Fire effects on soil aggregation: a review. *Earth-Science Reviews*, 109:44–60.

- Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. (2004). Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 118, 77-88.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., García-Orenes, F., Bárcenas, G.M., Torres, M.P. (2009). Forest fire effects on soil microbiology. En: Cerdà, A., Robichaud, P.R. (Eds.), *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers, Enfield (USA), pp. 133–175.
- Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B., Kästner, M. (2012). SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochem*, 111, 41–55.
- Molina, D. (2009). Fuego prescrito y planes de quema. En: Vélez, R. (Ed.). *La defensa contra incendios forestales: fundamentos y experiencias*. 2nd Ed McGraw- Hill. Madrid.
- Montserrat, P., & Fillat, F. (1990). The Systems of Grassland Management in Spain. *Managed Grasslands*, 37–70.
- Montserrat, P., & Villar, L. (1999). Consecuencias ecológicas del Abandono de tierras y de la despoblación rural. Investigaciones Agrarias. *Sistema y Recursos Forestales*, 1, 135– 141.
- Montserrat, P.; J. M. Montserrat & G. Montserrat (1984) Estudio de las comunidades de *Echinopartum horridum* en el Pirineo español. *Acta biologica Montana*, 4, 249-257.
- Muqaddas, B., Lewis, T., Esfandbod, M., Chen, C. (2019). Responses of labile soil organic carbon and nitrogen pools to long-term prescribed burning regimes in a wet sclerophyll forest of southeast Queensland, Australia. *Science of the Total Environment*, 667, 110-120.
- Nadal-Romero, E., Lasanta, T., Cerdà, A. (2018). Integrating extensive livestock and soil conservation policies in Mediterranean mountain areas for recovery of abandoned lands in the Central Spanish Pyrenees. A long-term research assessment. *Land Degradation and Development*, 29(2), 263-273.
- Nelson, R.E., Sommers, L.E. (1982). Total carbon and organic matter. En: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.). *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties, second ed.* American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin (USA). pp. 539-557.
- Ortiz Perpiña, O., 2014. Tema 5, Compuestos Organicos del suelo; Escuela politecnica superior de Huesca.
- Ortiz-Perpiñá, O., Armas-Herrera, C. M., Martí, C., y Badía, D. (2015). *Erosión, calidad de suelos y secuestro de C en la recuperación de pastos del Pirineo oscense mediante quemas prescritas de erizón*. Huesca: Escuela Politécnica Superior. Universidad de Zaragoza.
- Oswald, B.P., Davenport, D., Neuenschwander, L.F. (1999). Effects of slash pile burning on the physical and chemical soil properties of Vassar soils. *Journal of Sustainable Forestry*, 8, 75-86.
- Pansu, M., & Gautheyrou, J. (2006). *Handbook of Soil Analysis - Mineralogical, Organic and Inorganic Methods*. France. Springer.

- Paul, E., Morris, S. J., Conant, R. T., & Plante, A. (2006). Does the Acid Hydrolysis–Incubation Method Measure Meaningful Soil Organic Carbon Pools?. *Soil Science Society of America Journal*, 70(3), 1023–1035.
- Paul, E.A., Follett, R.F., Leavitt, S.W., Halvorson, A., Peterson, G.A., Lyon, D.J. (1997). Radiocarbon dating for determination of soil organic matter pool sizes and dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 1058–1067.
- Piccolo, A. (2002). The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. *Advances in Agronomy*, 75, 57–134.
- Poirier, N., Derennes, S., Rouzaud, J.N., Largeau, C., Mariotti, A., Balesdent, J., Maquet, J. (2000). Chemical structure and sources of macromolecular, resistant, organic fraction isolated from a forest soil (Lacadée, South-west France). *Organic geochemistry*, 31, 813-827.
- Robichaud, P.R., Hungerford, R.D. (2000). Water repellency by laboratory burning of four northern Rocky Mountain forest soils. *Journal of Hydrology*, 231-232, 207-219.
- Rovira, P., Ramón Vallejo, V. (2007). Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(1), 202–215.
- San Emeterio, L., Múgica, L., Gutiérrez, R., Juaristi, A., Pedro, J., Canals, R.M. (2013). Cambios en el nitrógeno edáfico tras la realización de quemas controladas para mejora de pastos pirenaicos. *Pastos*, 43(2), 44–53.
- Santín, C., Doerr, S.H. (2016). Fire effects on soils: the human dimension. *Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci*, 371, 20150171.
- Schumacher, B.A. (2002). *Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments*. Las Vegas (USA). Ecological Risk Assessment Support Center.
- Schmidt, M.W.I., Skjemstad, J.O., Gehrt, E., Kögel-Knabner, I. (1999). Charred organic carbon in German chernozemic soils. *European Journal of Soil Science*, 50, 351-365.
- Schwendenmann, L., & Pendall, E. (2006). Effects of forest conversion into grassland on soil aggregate structure and carbon storage in Panama: Evidence from soil carbon fractionation and stable isotopes. *Plant and Soil*, 288(1–2), 217-232.
- Scott, D.F. (2000). Soil wettability in forested catchments in South Africa; as measured by different methods and as affected by vegetation cover and soil characteristics. *Journal of Hydrology*, 231-232, 87-104.
- Šimansky, V. (2015). Changes in soil structure and soil organic matter due to different severities of fire. *Ekologia (Bratislava)*, 34(3), 226–234.
- Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L.R., Bernia, S., Castellnou, M. (2005). Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 379–384.

Úbeda, X, & Outeiro, L. (2009). *Physical and chemical effects of fire on soil*. En: A. Cerdà, & P.R. Robichaud (eds), *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. CRC Press. Florida (USA ). pp. 105–133.

Vano, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil biology and biochemistry*, 19(6), 703-707.

Vega, J.A., Fernández, C., Fontúrbel, T. (2005). Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degradation Develop*, 16(1), 37–51.

Von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., & Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions - A review. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 426–445.

Von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B. (2007). SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9), 2183-2207.

Von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ludwig, B., Matzner, E., Flessa, H., Ekschmitt, K., Guggenberger, G., Marschner, B., Kalbitz, K. (2008). Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 111–124.

Walkley, A.J., Black, I.A. (1934) Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-38.

## 8. AGRADECIMIENTOS

Finalmente, una vez acabado este trabajo, me gustaría agradecer a todas las personas que han estado a mi lado y apoyándome durante todo el proceso. Principalmente a mis dos tutores Antonio y Oriol por sus sabias explicaciones y consejos, así como por todo el tiempo dedicado a mí y al proyecto, por la facilitación de medios y la obtención de muestras para el estudio, provenientes de grupo de investigación Fuegosol de la universidad de Zaragoza, lo cual les reconozco. También estoy fuertemente agradecido a las técnicas de laboratorio, Asun Callizo y Belén Aguado, por su gran ayuda en la preparación y manejo de los medios e instrumental requerido en el laboratorio. Y para acabar me gustaría dar las gracias a la familia y amigos que han hecho que este largo periodo fuera más ameno.

## 9. ANEXOS

Anexo 1. Datos estadísticos absolutos de todas las fracciones estudiadas en cada área de estudio, representado en la primera columna el valor medio de todas las muestras y réplicas de cada tratamiento y profundidad y en la segunda columna la desviación estándar.

### BUISAN

Cf	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	0,964	+/- 0,123	0,515	+/- 0,044	0,552	+/- 0,12
1-2	0,654	+/- 0,074	0,553	+/- 0,015	0,46	+/- 0,129
2-3	0,582	+/- 0,062	0,561	+/- 0,075	0,368	+/- 0,074

Cc	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	2,576	+/- 0,069	1,468	+/- 0,314	1,78	+/- 0,129
1-2	1,748	+/- 0,069	1,337	+/- 0,098	1,467	+/- 0,306
2-3	1,552	+/- 0,18	1,43	+/- 0,071	1,157	+/- 0,198

Cs	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	3,541	+/- 0,193	1,983	+/- 0,358	2,331	+/- 0,242
1-2	2,402	+/- 0,09	1,89	+/- 0,113	1,927	+/- 0,432
2-3	2,134	+/- 0,229	1,991	+/- 0,004	1,525	+/- 0,272

Cp	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	7,397	+/- 0,669	4,847	+/- 1,881	1,664	+/- 0,403
1-2	4,691	+/- 0,159	3,957	+/- 1,201	1,344	+/- 0,309
2-3	3,383	+/- 0,296	3,857	+/- 1,335	1,053	+/- 0,204

Cr	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	137,38	+/- 26,121	67,15	+/- 11,432	93,013	+/- 21,235
1-2	77,552	+/- 12,462	57,388	+/- 9,236	70,365	+/- 20,197
2-3	60,152	+/- 8,951	58,426	+/- 8,629	49,449	+/- 7,474

Cox	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	218,936	+/- 16,694	54,967	+/- 24,005	106,798	+/- 24,305
1-2	90,254	+/- 11,096	56,041	+/- 16,756	80,575	+/- 16,426
2-3	71,172	+/- 14,686	59,77	+/- 15,036	58,724	+/- 17,345

MOT	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	501,741	+/- 32,7	160,563	+/- 53,348	238,42	+/- 41,445
1-2	214,896	+/- 32,377	138,037	+/- 31,036	178,751	+/- 31,751
2-3	161,978	+/- 35,142	139,476	+/- 16,54	137,922	+/- 29,37

Cnh	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	160,399	+/- 16,58	44,037	+/- 15,204	73,521	+/- 13,655
1-2	58,992	+/- 15,656	38,349	+/- 8,955	51,878	+/- 5,347
2-3	39,963	+/- 13,123	41,409	+/- 3,888	36,548	+/- 11,575

Monh	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	275,575	+/- 19,022	80,444	+/- 27,806	120,627	+/- 26,19
1-2	107,745	+/- 23,295	69,743	+/- 15,098	88,312	+/- 16,365
2-3	81,393	+/- 18,353	74,983	+/- 1,945	66,717	+/- 14,321

ASIN

Cf	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	0,273	+/- 0,097	0,348	+/- 0,087	0,663	+/- 0,29
1-2	0,337	+/- 0,043	0,307	+/- 0,027	0,462	+/- 0,044
2-3	0,288	+/- 0,54	0,245	+/- 0,036	0,479	+/- 0,082

Cc	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	1,156	+/- 0,178	1,771	+/- 0,22	1,897	+/- 0,402
1-2	0,938	+/- 0,076	1,553	+/- 0,269	1,486	+/- 0,185
2-3	0,783	+/- 0,056	1,439	+/- 0,188	1,26	+/- 0,022

Cs	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	1,429	+/- 0,204	2,119	+/- 0,305	2,56	+/- 0,681
1-2	1,275	+/- 0,086	1,86	+/- 0,295	1,947	+/- 0,187
2-3	1,071	+/- 0,108	1,684	+/- 0,223	1,739	+/- 0,06

Cp	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	2,932	+/- 0,326	2,166	+/- 0,379	4,669	+/- 0,922
1-2	2,621	+/- 0,52	1,393	+/- 0,357	3,445	+/- 0,326
2-3	2,497	+/- 0,126	1,347	+/- 0,422	2,872	+/- 0,372

Cr	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	59,814	+/- 9,171	64,238	+/- 7,738	82,843	+/- 18,982
1-2	42,738	+/- 7,795	51,401	+/- 8,687	45,856	+/- 1,882
2-3	40,406	+/- 4,369	47,131	+/- 4,173	35,285	+/- 4,589

Cox	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	72,679	+/- 9,188	74,591	+/- 7,713	95,3	+/- 10,887
1-2	55,471	+/- 7,881	62,517	+/- 17,164	62,339	+/- 7,588

2-3	48,924	+/- 6,669	55,478	+/- 6,667	49,463	+/- 4,509
-----	--------	-----------	--------	-----------	--------	-----------

MOT	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	173,238	+/- 21,634	178,825	+/- 34,739	228,264	+/- 40,361
1-2	133,706	+/- 17,782	143,872	+/- 32,991	148,001	+/- 14,034
2-3	123,18	+/- 13,463	134,626	+/- 19,766	126,448	+/- 9,347

Cnh	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	55,007	+/- 11,188	47,175	+/- 10,379	79,485	+/- 10,184
1-2	36,083	+/- 5,154	39,198	+/- 9,467	46,558	+/- 12,646
2-3	31,329	+/- 5,421	32,532	+/- 6,411	37,457	+/- 6,198

Monh	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	86,119	+/- 13,459	92,727	+/- 25,892	125,764	+/- 29,283
1-2	62,89	+/- 10,666	72,255	+/- 20,953	72,587	+/- 9,252
2-3	56,43	+/- 10,095	69,092	+/- 7,775	59,391	+/- 3,99

YEBRA

Cf	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	0,249	+/- 0,092	0,564	+/- 0,029	0,508	+/- 0,073
1-2	0,214	+/- 0,156	0,566	+/- 0,079	0,425	+/- 0,052
2-3	0,184	+/- 0,158	0,524	+/- 0,034	0,347	+/- 0,018

Cc	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	1,657	+/- 0,174	1,524	+/- 0,366	1,314	+/- 0,074
1-2	1,547	+/- 0,146	1,3	+/- 0,278	1,272	+/- 0,078
2-3	1,423	+/- 0,195	1,148	+/- 0,127	1,155	+/- 0,068

Cs	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	1,906	+/- 0,222	2,087	+/- 0,39	1,822	+/- 0,145
1-2	1,761	+/- 0,276	1,865	+/- 0,353	1,696	+/- 0,129
2-3	1,607	+/- 0,331	1,673	+/- 0,147	1,501	+/- 0,085

Cp	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	4,88	+/- 0,39	4,297	+/- 0,7	4,493	+/- 0,294
1-2	5,14	+/- 0,605	4,513	+/- 0,476	4,904	+/- 0,643
2-3	5,055	+/- 0,601	4,802	+/- 0,648	5,04	+/- 0,499

Cr	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	52,949	+/- 16,58	60,886	+/- 21,616	33,512	+/- 7,76

1-2	43,699	+/- 5,862	54,968	+/- 9,553	28,592	+/- 2,212
2-3	38,119	+/- 6,335	50,344	+/- 9,154	25,81	+/- 5,609

Cox	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	71,43	+/- 14,534	57,345	+/- 18,685	52,816	+/- 3,851
1-2	59,682	+/- 10,238	52,236	+/- 10,43	40,764	+/- 4,315
2-3	54,55	+/- 9,748	49,918	+/- 12,316	39,547	+/- 2,734

MOT	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	122,003	+/- 16,275	120,707	+/- 33,281	109,947	+/- 15,326
1-2	110,543	+/- 9,431	107,132	+/- 15,11	91,136	+/- 6,506
2-3	99,943	+/- 11,936	102,99	+/- 17,044	87,448	+/- 4,462

Cnh	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	57,71	+/- 21,418	48,946	+/- 11,149	31,108	+/- 5,127
1-2	44,254	+/- 9,931	47,801	+/- 12,02	18,46	+/- 5,347
2-3	38,122	+/- 10,473	34,487	+/- 3,53	15,962	+/- 2,027

Monh	Control		Quemado (0)		Quemado (12)	
0-1	57,91	+/- 12,752	60,779	+/- 19,477	45,933	+/- 5,539
1-2	45,163	+/- 3,974	51,498	+/- 8,402	40,889	+/- 7,352
2-3	48,337	+/- 12,541	49,17	+/- 11,902	37,989	+/- 4,628

Anexo 2. Datos estadísticos en ratios de todas las fracciones estudiadas en cada área de estudio, representado en la primera columna el valor medio de todas las muestras y réplicas de cada tratamiento y profundidad, en la segunda columna la desviación estándar, en la tercera con letras minúsculas las diferencias significativas en el tratamiento y en la cuarta con letras mayúsculas las diferencias significativas en profundidad. Las casillas coloreadas en verde significan que ha habido un incremento significativo de esa fracción y por el contrario las coloreadas en naranja indican un descenso significativo.

ASIN DE BROTO													
Cf		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,004	0,001	b	B	0,005	0,001	ab	A	0,007	0,002	a	A
	1-2	0,007	0,002	ab	A	0,006	0,001	b	A	0,009	0,001	a	A
	2-3	0,007	0,001	b	AB	0,005	0,001	b	A	0,012	0,004	a	A
Cc		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,018	0,001	c	A	0,026	0,001	a	A	0,021	0,002	b	B
	1-2	0,02	0,003	b	A	0,028	0,002	a	A	0,029	0,003	a	A
	2-3	0,018	0,001	b	A	0,029	0,002	a	A	0,032	0,003	a	A
Cs		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,022	0,001	b	A	0,031	0,002	a	A	0,028	0,003	a	B
	1-2	0,028	0,005	b	A	0,034	0,002	ab	A	0,038	0,003	a	AB
	2-3	0,024	0,001	c	A	0,034	0,002	b	A	0,044	0,007	a	A
Cp		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,046	0,006	a	A	0,032	0,005	b	A	0,052	0,008	a	B
	1-2	0,056	0,008	a	A	0,026	0,006	b	A	0,067	0,004	a	A
	2-3	0,057	0,008	a	A	0,027	0,008	b	A	0,072	0,007	a	A
Cr		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,932	0,006	ab	A	0,937	0,003	a	A	0,919	0,011	b	A
	1-2	0,916	0,011	b	A	0,94	0,005	a	A	0,895	0,003	c	B
	2-3	0,918	0,008	b	A	0,94	0,01	a	A	0,884	0,011	c	B
COT		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	72,679	9,188	b	A	74,591	7,713	b	A	95,3	10,887	a	A
	1-2	55,471	7,881	a	B	62,517	17,164	a	A	62,339	7,588	a	B
	2-3	48,924	6,669	a	B	55,478	6,667	a	A	49,463	4,509	a	B
MOT		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	173,238	21,634	a	A	178,825	34,739	a	A	228,264	40,316	a	A
	1-2	133,706	17,782	a	B	143,872	32,991	a	A	148,001	14,034	a	B
	2-3	123,18	13,463	a	B	134,626	19,766	a	A	126,448	9,347	a	B
IR-MO		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,496	0,015	a	A	0,513	0,045	a	A	0,548	0,029	a	A
	1-2	0,47	0,037	a	A	0,499	0,044	a	A	0,49	0,022	a	B
	2-3	0,456	0,042	b	A	0,515	0,02	a	A	0,47	0,019	ab	B
IR-C		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,753	0,065	a	A	0,628	0,071	a	A	0,849	0,206	a	A
	1-2	0,652	0,044	a	B	0,632	0,063	a	A	0,742	0,136	a	A
	2-3	0,638	0,025	b	B	0,583	0,051	b	A	0,754	0,059	a	A

BUISAN													
Cf		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,007	0,001	ab	C	0,007	0,001	a	A	0,006	0,001	b	B
	1-2	0,008	0,001	ab	B	0,009	0,001	a	A	0,006	0,001	b	AB
	2-3	0,009	0,001	a	A	0,009	0,001	a	A	0,007	0,001	b	A
Cc		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,018	0,003	a	A	0,02	0,001	a	A	0,019	0,003	a	A
	1-2	0,021	0,003	a	A	0,021	0,002	a	A	0,02	0,001	a	A
	2-3	0,024	0,004	a	A	0,023	0,005	a	A	0,022	0,001	a	A
Cs		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,024	0,003	a	B	0,027	0,001	a	A	0,024	0,003	a	B
	1-2	0,029	0,003	a	AB	0,03	0,003	a	A	0,026	0,002	a	AB
	2-3	0,033	0,004	a	A	0,031	0,005	a	A	0,029	0,002	a	A
Cp		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,05	0,005	a	A	0,064	0,014	a	A	0,017	0,001	b	A
	1-2	0,056	0,008	a	A	0,062	0,009	a	A	0,018	0,001	b	A
	2-3	0,053	0,012	a	A	0,059	0,012	a	A	0,02	0,002	b	A
Cr		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,926	0,008	b	A	0,909	0,013	b	A	0,958	0,003	a	A
	1-2	0,915	0,011	b	A	0,908	0,005	b	A	0,955	0,003	a	AB
	2-3	0,915	0,016	b	A	0,91	0,007	b	A	0,951	0,004	a	B
COT		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	218,936	16,694	a	A	54,967	24,005	c	A	106,798	24,305	b	A
	1-2	90,254	11,096	a	B	56,041	16,756	a	A	80,575	16,426	a	AB
	2-3	71,172	14,686	a	B	59,77	15,036	a	A	58,724	17,345	a	B
MOT		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	501,741	32,7	a	A	160,563	53,348	b	A	238,42	41,445	b	A
	1-2	214,896	32,337	a	B	138,037	31,036	b	A	178,751	31,751	ab	AB
	2-3	161,978	35,142	a	B	139,476	16,54	a	A	137,922	29,37	a	B
IR-MO		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,549	0,019	a	A	0,5	0,007	b	A	0,503	0,023	b	A
	1-2	0,498	0,036	a	A	0,506	0,004	a	A	0,494	0,028	a	A
	2-3	0,502	0,041	a	A	0,541	0,05	a	A	0,484	0,033	a	A
IR-C		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,733	0,054	a	A	0,819	0,081	a	A	0,694	0,036	a	A
	1-2	0,645	0,102	a	AB	0,691	0,047	a	A	0,654	0,076	a	A
	2-3	0,553	0,104	a	B	0,707	0,113	a	A	0,623	0,065	a	A

YEBRA DE BASA													
Cf		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,004	0,002	b	A	0,009	0,003	a	A	0,013	0,002	a	A
	1-2	0,004	0,003	b	A	0,009	0,002	a	A	0,012	0,001	a	A
	2-3	0,004	0,003	b	A	0,009	0,002	a	A	0,011	0,002	a	A
Cc		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,029	0,004	a	A	0,024	0,008	a	A	0,034	0,005	a	A
	1-2	0,031	0,004	a	A	0,021	0,003	b	A	0,036	0,003	a	A
	2-3	0,032	0,002	a	A	0,021	0,004	b	A	0,036	0,005	a	A
Cs		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,033	0,006	b	A	0,033	0,011	ab	A	0,047	0,007	a	A
	1-2	0,035	0,005	b	A	0,031	0,005	b	A	0,048	0,004	a	A
	2-3	0,036	0,005	b	A	0,03	0,006	b	A	0,047	0,007	a	A
Cp		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,087	0,026	ab	A	0,069	0,024	b	A	0,117	0,029	a	A
	1-2	0,102	0,013	b	A	0,074	0,007	c	A	0,14	0,022	a	A
	2-3	0,114	0,012	b	A	0,085	0,009	b	A	0,161	0,044	a	A
Cr		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,88	0,031	ab	A	0,898	0,035	a	A	0,837	0,036	b	A
	1-2	0,863	0,017	b	A	0,895	0,011	a	A	0,812	0,026	c	A
	2-3	0,85	0,017	a	A	0,885	0,014	a	A	0,792	0,05	b	A
COT		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	71,43	14,534	a	A	57,345	18,685	a	A	52,816	3,851	a	A
	1-2	59,682	10,238	a	A	52,236	10,43	ab	A	40,764	4,315	b	B
	2-3	54,55	9,748	a	A	49,918	12,361	ab	A	39,547	2,734	b	B
MOT		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	122,003	16,275	a	A	120,707	33,281	a	A	109,947	15,326	a	A
	1-2	110,543	9,431	a	AB	107,132	15,11	ab	A	91,136	6,506	b	B
	2-3	99,934	11,936	a	B	102,99	17,044	a	A	87,448	4,462	a	B
IR-MO		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,471	0,048	ab	A	0,499	0,038	a	A	0,419	0,012	b	A
	1-2	0,409	0,029	a	A	0,48	0,016	a	A	0,45	0,087	a	A
	2-3	0,48	0,074	a	A	0,474	0,04	a	A	0,437	0,072	a	A
IR-C		Control				Quemado (0)				Quemado (12)			
	0-1	0,792	0,16	ab	A	0,877	0,115	a	A	0,595	0,128	b	A
	1-2	0,737	0,042	b	A	0,912	0,091	a	A	0,453	0,131	c	AB
	2-3	0,694	0,089	a	A	0,725	0,185	a	A	0,406	0,072	b	B

Anexo 3. Datos analíticos y calculados de los resultados obtenidos en el laboratorio, en cada uno de los parámetros e índices para cada localidad, tratamiento, punto y profundidad.

Localidad	Tratamiento	Punto	Profundidad	C frío (g/kg)	C frío	C caliente (g/kg)	C caliente	C soluble (g/kg)	C soluble	C pirofosfato (g/kg)	C pirofosfato	C residual (g/kg)	C residual	C suma de fracciones (g/kg)	C Total (g/kg)	MO recalcitran e (g/kg)	C recalcitran e (g/kg)	MO Total (g/kg)	IR MO	IR C
Buisan	CO	1	0-1											0	215,064	291,543	170,779	511,784	0,5697	0,7941
Buisan	CO	1	1-2	0,736113	0,0076945	1,709443	0,01786861	2,445556	0,02556311	4,872826	0,05093508	88,349	0,92350181	95,667382	98,562	124,544	69,464	238,955	0,5212	0,7048
Buisan	CO	1	2-3	0,575283	0,00831177	1,395859	0,02016756	1,971142	0,02847933	3,28093	0,04740333	63,961	0,92411734	69,213072	70,993	86,368	45,882	157,245	0,5493	0,6463
Buisan	CO	2	0-1	0,877017	0,00678607	2,527397	0,01955616	3,404414	0,02634222	6,923504	0,05357177	118,91	0,92008601	129,237918	204,519	254,529	141,277	465,197	0,5471	0,6908
Buisan	CO	2	1-2	0,632919	0,00723916	1,828346	0,02091214	2,461265	0,02815131	4,576604	0,052346	80,392	0,91950269	87,429869	94,546	117,539	66,519	227,649	0,5163	0,7036
Buisan	CO	2	2-3	0,64769	0,00898133	1,748444	0,02424517	2,396134	0,0332265	3,151009	0,04369414	66,568	0,92307936	72,115143	85,947	96,746	49,083	199,246	0,4856	0,5711
Buisan	CO	4	0-1	1,05126	0,00628007	2,625423	0,01568388	3,676683	0,02196395	7,869603	0,04701181	155,85	0,93102424	167,396286	237,226	280,652	169,141	528,242	0,5313	0,7130
Buisan	CO	4	1-2	0,591993	0,00835721	1,70675	0,02409433	2,298743	0,03245154	4,622426	0,06525517	63,915	0,90229329	70,836169	77,653	81,152	40,994	178,085	0,4557	0,5279
Buisan	CO	4	2-3	0,523541	0,009403	1,510923	0,02713676	2,034464	0,03653976	3,716632	0,06675214	49,927	0,89670811	55,678096	56,577	61,066	24,923	129,442	0,4718	0,4405
Buisan	Q0	1	0-1	0,484344	0,00753091	1,246094	0,01937513	1,730438	0,02690604	3,516676	0,05467969	59,067	0,91841427	64,314114	37,993	60,782	33,286	122,84	0,4948	0,8761
Buisan	Q0	1	1-2	0,542742	0,00973095	1,267653	0,02272804	1,810395	0,03245899	3,107448	0,05571415	50,857	0,91182686	55,774843	44,193	59,067	32,017	116,092	0,5088	0,7245
Buisan	Q0	1	2-3	0,50747	0,00886803	1,48037	0,02586945	1,98784	0,03473748	2,912808	0,05090128	52,324	0,91436124	57,224648	49,138	73,608	38,66	127,78	0,5761	0,7868
Buisan	Q0	2	0-1	0,546461	0,00653295	1,689614	0,02019937	2,236075	0,02673232	6,176793	0,07384369	75,234	0,89942399	83,646868	71,941	100,106	54,787	198,286	0,5049	0,7616
Buisan	Q0	2	1-2	0,563426	0,00796992	1,406482	0,01989533	1,969908	0,02786524	4,806184	0,06798565	63,918	0,9041491	70,694092	67,889	80,419	44,681	159,983	0,5027	0,6581
Buisan	Q0	2	2-3	0,613638	0,00860381	1,380313	0,01935335	1,993951	0,02795717	4,800689	0,06731041	64,527	0,90473242	71,32164	70,402	76,359	44,159	151,171	0,5051	0,6272
Buisan	Q12	1	0-1	0,424177	0,0055474	1,686457	0,02205553	2,110634	0,02760293	1,359503	0,01777962	72,994	0,95461746	76,464137	79,282	92,621	58,322	193,834	0,4778	0,7356
Buisan	Q12	1	1-2	0,321128	0,00584166	1,179645	0,021459	1,500773	0,02730066	1,041267	0,01894176	52,43	0,95375758	54,97204	61,803	69,48	45,855	145,067	0,4790	0,7420
Buisan	Q12	1	2-3	0,295403	0,00633544	0,975506	0,02092146	1,270909	0,02725691	0,834133	0,01788947	44,522	0,95485362	46,627042	43,872	54,261	29,681	119,536	0,4539	0,6765
Buisan	Q12	2	0-1	0,662961	0,00552492	1,927285	0,01606143	2,590246	0,02158635	2,120354	0,01767041	115,284	0,96074323	119,9946	125,337	144,513	84,754	275,77	0,5240	0,6762
Buisan	Q12	2	1-2	0,576885	0,00599257	1,787895	0,0185723	2,36478	0,02456487	1,658979	0,01723314	92,243	0,95820199	96,266759	92,312	99,079	56,064	208,129	0,4760	0,6073
Buisan	Q12	2	2-3	0,442906	0,00724904	1,368872	0,02240433	1,811778	0,02965338	1,237762	0,02025845	58,049	0,95008817	61,09854	77,787	82,364	49,912	171,794	0,4794	0,6416
Buisan	Q12	4	0-1	0,568151	0,00600809	1,725177	0,01824341	2,293328	0,0242515	1,511057	0,01597913	90,76	0,95976937	94,564385	115,776	124,746	77,486	245,657	0,5078	0,6693
Buisan	Q12	4	1-2	0,482812	0,00693018	1,431961	0,02055406	1,914773	0,02748424	1,332259	0,01912296	66,421	0,9533928	69,668032	87,611	96,377	53,716	183,057	0,5265	0,6131
Buisan	Q12	4	2-3	0,365458	0,00755801	1,126727	0,02330177	1,492185	0,03085978	1,086533	0,02247052	45,775	0,94666971	48,353718	54,514	63,526	30,05	122,435	0,5189	0,5512

Asin de Broto	CO	1	0-1	0,256596	0,00350494	1,358338	0,01855404	1,614934	0,02205897	2,907907	0,03972017	68,687	0,93822086	73,209841	82,442	99,379	67,864	195,625	0,5080	0,8232
Asin de Broto	CO	1	1-2	0,287142	0,00521029	0,927421	0,01682836	1,214563	0,02203865	2,818035	0,05113418	51,078	0,92682718	55,110598	59,395	72,565	40,965	141,835	0,5116	0,6897
Asin de Broto	CO	1	2-3	0,336796	0,00687121	0,84438	0,01722679	1,181176	0,02409801	2,384331	0,04864442	45,45	0,92725757	49,015507	50,832	65,305	32,93	129,89	0,5028	0,6478
Asin de Broto	CO	2	0-1	0,185679	0,00342572	1,025253	0,01891561	1,210932	0,02234134	2,618481	0,0483102	50,372	0,92934847	54,201413	64,202	73,063	47,484	152,445	0,4793	0,7396
Asin de Broto	CO	2	1-2	0,368318	0,00946757	0,868626	0,02232793	1,236944	0,03179551	2,031164	0,05221084	35,635	0,91599365	38,903108	46,398	51,453	30,694	113,312	0,4541	0,6615
Asin de Broto	CO	2	2-3	0,297419	0,00716578	0,770418	0,01856186	1,067837	0,02572764	2,473602	0,05959706	37,964	0,9146753	41,505439	41,509	45,447	25,288	107,681	0,4221	0,6092
Asin de Broto	CO	3	0-1	0,377155	0,00579223	1,084348	0,01665309	1,461503	0,02244532	3,268416	0,05019535	60,384	0,92735933	65,113919	71,392	85,915	49,674	171,644	0,5005	0,6958
Asin de Broto	CO	3	1-2	0,354588	0,00772706	1,01893	0,02220416	1,373518	0,02993121	3,013632	0,06567199	41,502	0,90439679	45,88915	60,62	64,651	36,59	145,97	0,4429	0,6036
Asin de Broto	CO	3	2-3	0,230245	0,00556114	0,734623	0,01774346	0,964868	0,02330461	2,633591	0,06360953	37,804	0,91308586	41,402459	54,431	58,537	35,77	131,97	0,4436	0,6572
Asin de Broto	Q0	1	0-1	0,284915	0,00466215	1,662146	0,0271982	1,947061	0,03186035	1,751292	0,02865692	57,414	0,93948273	61,112353	68,336	70,791	39	151,347	0,4677	0,5707
Asin de Broto	Q0	1	1-2	0,286922	0,00603262	1,426275	0,02998784	1,713197	0,03602046	0,991577	0,02084819	44,857	0,94313135	47,561774	52,296	56,403	36,829	125,767	0,4485	0,7042
Asin de Broto	Q0	1	2-3	0,221191	0,00459757	1,283598	0,02668023	1,504789	0,0312778	0,86066	0,01788925	45,745	0,95083295	48,110449	50,564	66,764	29,72	125,106	0,5337	0,5878
Asin de Broto	Q0	2	0-1	0,446446	0,00577057	2,024268	0,02616481	2,470714	0,03193538	2,250326	0,02908674	72,645	0,93897788	77,36604	83,209	121,288	58,852	217,872	0,5567	0,7073
Asin de Broto	Q0	2	1-2	0,336919	0,0051859	1,862798	0,02867242	2,199717	0,03385832	1,511565	0,0232662	61,257	0,94287548	64,968282	82,333	96,01	49,625	181,951	0,5277	0,6027
Asin de Broto	Q0	2	2-3	0,286451	0,00517778	1,647414	0,02977803	1,933865	0,03495581	1,569269	0,02836551	51,82	0,93667868	55,323134	63,067	77,765	39,869	157,351	0,4942	0,6322
Asin de Broto	Q0	3	0-1	0,311248	0,00463941	1,627241	0,02425537	1,938489	0,02889477	2,495386	0,03719578	62,654	0,93390944	67,087875	72,228	86,101	43,672	167,255	0,5148	0,6046
Asin de Broto	Q0	3	1-2	0,296679	0,00576841	1,371307	0,02666272	1,667986	0,03243113	1,674647	0,03256064	48,089	0,93500823	51,431633	52,923	64,351	31,14	123,897	0,5194	0,5884
Asin de Broto	Q0	3	2-3	0,228074	0,0048472	1,385977	0,02945584	1,614051	0,03430305	1,611649	0,034252	43,827	0,93144495	47,0527	52,802	62,746	28,008	121,422	0,5168	0,5304
Asin de Broto	Q12	1	0-1	0,432282	0,00493532	1,708819	0,01950943	2,141101	0,02444475	3,957307	0,0451802	81,491	0,93037505	87,589408	84,04	112,379	91,16	211,432	0,5315	1,0847
Asin de Broto	Q12	1	1-2	0,412488	0,00771216	1,545467	0,0288951	1,957955	0,03660725	3,821484	0,07144905	47,706	0,89194369	53,485439	68,119	83,067	60,973	164,144	0,5061	0,8951
Asin de Broto	Q12	1	2-3	0,425764	0,00972294	1,270801	0,02902059	1,696565	0,03874352	2,833075	0,06469738	39,26	0,89655909	43,78964	49,386	63,169	38,039	130,211	0,4851	0,7702
Asin de Broto	Q12	2	0-1	0,98828	0,00886179	2,357915	0,02114313	3,346195	0,03000492	5,71035	0,05120401	102,465	0,91879107	111,521545	105,771	159,348	74,867	274,317	0,5809	0,7078
Asin de Broto	Q12	2	1-2	0,495006	0,00965074	1,633487	0,03184682	2,128493	0,04149756	3,245511	0,06327518	45,918	0,89522726	51,292004	65,152	69,141	41,371	138,705	0,4985	0,6350
Asin de Broto	Q12	2	2-3	0,573177	0,01656995	1,234281	0,03568178	1,807458	0,05225173	2,520897	0,0728765	30,263	0,87487177	34,591355	44,993	55,218	30,989	115,806	0,4768	0,6888
Asin de Broto	Q12	3	0-1	0,568791	0,00799917	1,623449	0,0228313	2,19224	0,03083047	4,340043	0,061036	64,574	0,90813353	71,106283	96,088	105,565	72,429	199,044	0,5304	0,7538
Asin de Broto	Q12	3	1-2	0,477927	0,00975998	1,278006	0,02609879	1,755933	0,03585877	3,26809	0,06673927	43,944	0,89740196	48,968023	53,747	65,552	37,33	141,155	0,4644	0,6946
Asin de Broto	Q12	3	2-3	0,439088	0,01062973	1,274955	0,03086493	1,714043	0,04149466	3,262514	0,07898104	36,331	0,8795243	41,307557	54,011	59,785	43,344	133,326	0,4484	0,8025

Yebra	CO	1	0-1	0,180039	0,00392891	1,454788	0,0317472	1,634827	0,03567611	5,094312	0,11117093	39,095	0,85315296	45,824139	84,38	46,559	82,209	108,616	0,4287	0,9743
Yebra	CO	1	1-2	0,08142	0,0019601	1,493391	0,03595188	1,574811	0,03791198	4,769795	0,114828	35,194	0,84726002	41,538606	73,049	45,657	57,845	107,102	0,4263	0,7919
Yebra	CO	1	2-3	0,019935	0,00045496	1,288964	0,02941666	1,308899	0,02987162	4,629581	0,10565603	37,879	0,86447235	43,81748	66,554	43,099	53,425	98,753	0,4364	0,8027
Yebra	CO	2	0-1	0,179912	0,00218079	1,82844	0,02216328	2,008352	0,02434407	4,298251	0,05210089	76,192	0,92355503	82,498603	70,171	68,486	42,849	129,449	0,5291	0,6106
Yebra	CO	2	1-2	0,076871	0,0014342	1,432209	0,02672102	1,50908	0,02815522	4,541507	0,08473184	47,548	0,88711294	53,598587	62,071	42,726	45,473	116,92	0,3654	0,7326
Yebra	CO	2	2-3	0,078325	0,00189272	1,331841	0,03218393	1,410166	0,03407666	4,569002	0,11040992	35,403	0,85551342	41,382168	52,617	42,879	36,004	101,221	0,4236	0,6843
Yebra	CO	3	0-1	0,261097	0,00519262	1,572968	0,0312827	1,834065	0,03647531	5,113303	0,10169177	43,335	0,86183292	50,282368	51,511	47,189	36,944	108,507	0,4349	0,7172
Yebra	CO	3	1-2	0,349853	0,006774	1,500656	0,02905632	1,850509	0,03583032	5,367947	0,10393641	44,428	0,86023328	51,646456	50,081	41,702	36,745	98,828	0,4220	0,7337
Yebra	CO	3	2-3	0,29667	0,00759869	1,36085	0,03485582	1,65752	0,04245451	5,156741	0,132081	32,228	0,82546449	39,042261	42,938	40,318	30,219	85,315	0,4726	0,7038
Yebra	CO	4	0-1	0,373289	0,00618704	1,773679	0,02939765	2,146968	0,03558468	5,014078	0,08310528	53,173	0,88131003	60,334046	79,657	69,408	68,839	141,44	0,4907	0,8642
Yebra	CO	4	1-2	0,349846	0,00629035	1,761089	0,03166496	2,110935	0,03795531	5,881392	0,10574938	47,624	0,85629531	55,616327	53,527	50,568	36,953	119,323	0,4238	0,6904
Yebra	CO	4	2-3	0,340634	0,0062065	1,711817	0,03119004	2,052451	0,03739654	5,865993	0,10688092	46,965	0,85572254	54,883444	56,09	67,054	32,84	114,448	0,5859	0,5855
Yebra	Q0	1	0-1	0,563379	0,01415243	1,438581	0,03613804	2,00196	0,05029047	4,165979	0,10465196	33,64	0,84505757	39,807939	38,46	42,866	40,085	91,022	0,4709	1,0423
Yebra	Q0	1	1-2	0,570405	0,01110389	1,196132	0,02328472	1,766537	0,03438862	4,29528	0,08361486	45,308	0,88199652	51,369817	41,62	41,894	41,204	89,01	0,4707	0,9900
Yebra	Q0	1	2-3	0,568085	0,01205333	1,220573	0,02589749	1,788658	0,03795082	4,568282	0,09692745	40,774	0,86512172	47,13094	39,208	41,492	32,922	86,306	0,4808	0,8397
Yebra	Q0	2	0-1	0,545276	0,00701057	1,59652	0,02052633	2,141796	0,0275369	4,057337	0,05216485	71,58	0,92029825	77,779133	62,124	69,868	50,334	127,475	0,5481	0,8102
Yebra	Q0	2	1-2	0,597185	0,0103266	1,368578	0,02366563	1,965763	0,03399223	4,337008	0,07499611	51,527	0,89101166	57,829771	51,348	53,83	44,807	108,508	0,4961	0,8726
Yebra	Q0	2	2-3	0,522055	0,01016272	1,018703	0,01983085	1,540758	0,02999357	4,373852	0,08514474	45,455	0,88486169	51,36961	46,47	42,601	38,391	96,984	0,4393	0,8261
Yebra	Q0	3	0-1	0,541559	0,00899976	1,088952	0,01809647	1,630511	0,02709622	3,66733	0,06094457	54,877	0,9119592	60,174841	47,54	46,541	41,181	99,504	0,4677	0,8662
Yebra	Q0	3	1-2	0,455035	0,0074936	0,988225	0,01627428	1,44326	0,02376789	4,197853	0,06913106	55,082	0,90710106	60,723113	49,422	48,513	39,653	105,15	0,4614	0,8023
Yebra	Q0	3	2-3	0,484521	0,00812087	1,065028	0,01785052	1,549549	0,02597138	4,500154	0,07542532	53,614	0,89860329	59,663703	46,235	45,772	36,231	102,094	0,4483	0,7836
Yebra	Q0	4	0-1	0,604556	0,00662024	1,971108	0,02158477	2,575664	0,02820501	5,296712	0,05800206	83,447	0,91379293	91,319376	81,256	83,841	64,182	164,825	0,5087	0,7899
Yebra	Q0	4	1-2	0,640221	0,00848422	1,645441	0,02180541	2,285662	0,03028963	5,220545	0,06918275	67,954	0,90052761	75,460207	66,553	61,754	65,538	125,859	0,4907	0,9847
Yebra	Q0	4	2-3	0,522846	0,00756526	1,288455	0,01864316	1,811301	0,02620843	5,767101	0,08344645	61,533	0,89034513	69,111402	67,757	66,815	30,406	126,576	0,5279	0,4488
Yebra	Q12	1	0-1	0,572334	0,01207015	1,380454	0,02911287	1,952788	0,04118302	4,629519	0,09763353	40,835	0,86118345	47,417307	48,733	45,888	36,499	105,834	0,4336	0,7490
Yebra	Q12	1	1-2	0,46393	0,01224486	1,309611	0,03456558	1,773541	0,04681045	4,871178	0,12856879	31,243	0,82462077	37,887719	39,352	37,698	18,151	93,929	0,4013	0,4612
Yebra	Q12	1	2-3	0,372935	0,00969064	1,255212	0,03261643	1,628147	0,04230707	4,979893	0,12940151	31,876	0,82829142	38,48404	42,864	34,776	15,642	89,613	0,3881	0,3649
Yebra	Q12	2	0-1	0,553561	0,01226068	1,371757	0,0303827	1,925318	0,04264338	4,21396	0,09333394	39,01	0,86402268	45,149278	55,817	51,662	33,364	126,394	0,4087	0,5977
Yebra	Q12	2	1-2	0,388718	0,01097894	1,226929	0,03465336	1,615647	0,0456323	4,472128	0,12631069	29,318	0,828057	35,405775	47,171	42,232	21,695	98,91	0,4270	0,4599
Yebra	Q12	2	2-3	0,333908	0,00996679	1,138257	0,03397574	1,472165	0,04394253	4,628888	0,13816729	27,401	0,81789018	33,502053	40,099	37,678	16,264	92,334	0,4081	0,4056
Yebra	Q12	3	0-1	0,411103	0,01150291	1,232845	0,03449574	1,643948	0,04599864	4,287106	0,11995578	29,808	0,83404558	35,739054	56,375	47,731	24,502	116,841	0,4085	0,4346
Yebra	Q12	3	1-2	0,372137	0,0110244	1,188384	0,03520538	1,560521	0,04622979	4,448227	0,13177688	27,747	0,82199334	33,755748	37,847	50,429	22,951	87,052	0,5793	0,6064
Yebra	Q12	3	2-3	0,335976	0,0105601	1,117975	0,03513919	1,453951	0,04569928	4,793668	0,15067027	25,568	0,80363044	31,815619	38,96	34,871	13,508	85,696	0,4069	0,3467
Yebra	Q12	4	0-1	0,49402	0,01593528	1,270372	0,04097755	1,764392	0,05691283	4,841267	0,15616155	24,396	0,78692563	31,001659	50,337	38,451	30,068	90,718	0,4239	0,5973
Yebra	Q12	4	1-2	0,474123	0,01406112	1,361341	0,04037345	1,835464	0,05443457	5,824255	0,17273061	26,059	0,77283482	33,718719	38,687	33,198	11,041	84,651	0,3922	0,2854
Yebra	Q12	4	2-3	0,344018	0,01343679	1,107702	0,04326507	1,45172	0,05670186	5,755968	0,22481889	18,395	0,71847925	25,602688	36,266	44,631	18,433	82,147	0,5433	0,5083